

雨水管理模型

参考手册

第 III 卷 - 水质



原著: Lewis Rossman

美国环境保护局国家风险管理实验室研究和开发办公室

俄亥俄州辛辛那提市, 45268

Wayne C. Huber

俄勒冈州立大学土木与建筑工程学院

俄勒冈州科瓦利斯市, 97331

翻译: 李树平

同济大学环境科学与工程学院

上海市四平路 1239 号, 200092

2018 年 5 月

译者声明

本档翻译工作得到同济大学教学改革与研究项目资助。商标名称或者商业产品的引用不构成应用背书或推荐。

为了保证获得的结果正确性，尽管已经做出了很大努力，本手册描述的计算机程序是实验性的。因此译者和同济大学没有责任和义务对这些程序获得的结果及其应用，以及使用这些程序带来的任何损害或纠纷，做出任何承诺或保证。

李树平

2018年5月

原著声明

本文档信息总体或者部分由美国环境保护局（EPA）资助。它已经环保局的同事和管理人员的审查，并许可作为 EPA 文档出版。商标名称或者商业产品的引用不构成应用背书或推荐。

为了保证获得的结果正确性，尽管已经做出了很大努力，本手册描述的计算机程序是实验性的。因此作者和美国环境保护局没有责任和义务对这些程序获得的结果及其应用，以及使用这些程序带来的任何损害或纠纷，做出任何承诺或保证。

摘要

雨水管理模型 **SWMMH** 是美国环境保护局软件 **EPA SWMM** 的汉化版本，是一个动态降雨-径流模拟模型，主要用于城市区域的径流水量和水质的单一事件或者长期（连续）模拟。**SWMMH** 的径流部分在接受降水并产生径流和污染物负荷的子汇水面积集合中运行。**SWMMH** 的演算部分通过管道、渠道、蓄水/处理设施、水泵和调节器的系统输送该径流。**SWMMH** 跟踪包含多个时间步长的模拟时段内，每一子汇水面积内产生的径流水量和水量，每一管渠的流量、水深和水质。本 **SWMMH** 丛书的参考手册包含三卷。第 I 卷描述 **SWMM** 的水文模型，第 II 卷为它的水力模型，第 III 卷为它的水质和低影响开发模型。

原著致谢

本报告由俄亥俄州辛辛那提市美国环境保护局退休环境科学家 Lewis A. Rossman, 和俄勒冈州科瓦利斯市俄勒冈州立大学土木和建设工程学院退休教授 Wayne C. Huber 编写。

因为本报告主要是在 SWMM 以前版本基础上编写的, 作者感谢以下人员对 SWMM 以前版本作出的贡献: John Aldrich, Douglas Ammon, Cral W. Chen, Brett Cunningham, Robert Dickinson, James Heaney, Wayne Huber, Miguel Medina, Russell Mein, Charles Moore, Stephan Nix, Alan Peltz, Don Polmann, Larry Roesner, Lewis Rossman, Charles Rowney 和 Robert Shubinsky。最后, 感谢 Lewis Rossman, Wayne Huber, Thomas Barnwell (US EPA 已退休), Richard Field (US EPA 已退休), Harry Torno (US EPA 已退休) 和 William James (Guelph 大学), 感谢他们在过去数十年内对支持和维护该程序作出的持续努力。

本文档的一部分在针对俄勒冈州立大学的 Purchase Order 2C-R095-NAEX 下准备。

目 录

译者声明.....	ii
原著声明.....	iii
摘要.....	iv
原著致谢.....	v
缩略语.....	viii
第 1 章 概览.....	1
1.1 引言.....	1
1.2 SWMMH 的对象模型.....	2
1.3 SWMMH 过程模型.....	3
1.4 模拟过程概览.....	5
第 2 章 城市径流水质.....	11
2.1 引言.....	11
2.2 污染物源头.....	12
2.3 污染物和用地性质对象.....	14
2.3.1 污染物对象.....	14
2.3.2 用地性质对象.....	15
2.4 湿沉降.....	15
2.5 晴天流量.....	17
2.5.1 平均旱季流量估计.....	17
2.5.2 旱季流量的时变性.....	19
2.6 模拟径流水质.....	19
第 3 章 地表累积.....	23
3.1 引言.....	23
3.2 控制方程.....	24
3.3 计算步骤.....	28
3.4 街道清洁.....	28
3.5 参数估计.....	29
第 4 章 地表冲刷.....	36
4.1 引言.....	36
4.2 控制方程组.....	36
4.2.1 指数冲刷.....	36
4.2.2 性能曲线冲刷.....	38
4.2.3 EMC 冲刷.....	39
4.2.4 模型比较.....	39
4.2.5 湿沉降和径流流入.....	40
4.2.6 BMP 去除.....	42
4.3 计算步骤.....	42
4.3.1 来自累积的冲刷负荷.....	43
4.3.2 来自降雨/径流流入的冲刷负荷.....	43
4.3.3 总冲刷负荷和浓度.....	44
4.4 参数估计.....	44
第 5 章 迁移和处理.....	49

5.1 引言.....	49
5.2 控制方程组.....	49
5.2.1 1D 迁移弥散方程.....	49
5.2.2 串联水箱模型.....	50
5.3 计算步骤.....	53
5.4 处理.....	54
5.4.1 背景.....	54
5.4.2 处理表示.....	55
5.4.3 处理表达式示例.....	58
第 6 章 低影响开发控制.....	61
6.1 引言.....	61
6.2 控制方程组.....	62
6.2.1 生物滞留网格.....	62
6.2.2 雨水花园.....	67
6.2.3 绿色屋顶.....	68
6.2.4 渗渠.....	69
6.2.5 渗透路面.....	70
6.2.6 雨水桶.....	72
6.2.7 屋顶隔断.....	73
6.2.8 植草沟.....	73
6.2.9 堵塞.....	75
6.3 LID 部署.....	76
6.4 计算步骤.....	77
6.5 参数估计.....	80
6.5.1 生物停留网格和雨水花园.....	80
6.5.2 绿色屋顶.....	82
6.5.3 渗渠.....	83
6.5.4 渗透路面.....	83
6.5.5 雨水桶.....	84
6.5.6 屋顶隔断.....	84
6.5.7 植草沟.....	85
6.5.8 暗渠.....	85
6.5.9 堵塞.....	87
6.6 数值示例.....	88
参考文献.....	92
词汇表.....	102

缩略语

APWA	美国公共工程协会
ASCE	美国土木工程协会
BMP	最佳管理实践
BOD	生化需氧量
BOD5	五日生化需氧量
C	碳
Cd	镉
COD	化学需氧量
COV	变化系数
Cr	铬
CSO	合流制排水管道溢流
Cu	铜
DCIA	直接相连的不渗透面积
DD	灰尘
DWF	旱季流量
EMC	事件平均浓度
EPA	环境保护局
ET	蒸发蒸腾作用
Fe	铁
GI	绿色基础设施
IMP	集成管理实践
JTU	Jackson 浊度单位
LID	低影响开发
Mn	锰
MPN	最大似然数
MTBE	甲基叔丁基醚
NADP	国家大气沉降程序
NH ₃ -N	氨氮
NH ₄	氨
Ni	镍
NO ₂	亚硝酸盐
NO ₃	硝酸盐
NPDES	国家污染排放消除系统
NURP	国家城市径流程序
PAH	多环芳烃
Pb	铅
PCU	铂钴单位
PO ₄	磷酸盐
RDII	降雨致入渗入流
Sr	锶

SCM	雨水控制措施
SUDS	可持续城市排水系统
SWMM	雨水管理模型
TDS	总溶解性固体
TKN	总凯氏氮
TN	总氮
TOC	总有机碳
TP	总磷
TPH	总石油碳氢化合物
TSS	总悬浮固体
UK	英国
USGS	美国地质调查局
VOC	挥发性有机碳
WPCF	水污染控制联合会
WWTP	污水处理厂
Zn	锌

第 1 章 概览

1.1 引言

城市径流水量和水质构成了历史和现状问题。城市长期假设具有控制雨水积水和处理污水点源（例如城市污水）的责任。自从 1960 年代，通过现场调查和联邦立法，已经认识到城市面源严重的潜在污染，主要为合流制排水管道溢流和雨水排放。为了分析城市区域和其他地方的水量和水质污染问题，现代计算机的出现带来先进工具的开发（Singh, 1995）。EPA 雨水管理模型 SWMM，最初在 1969-71 年开发，是第一批这样的模型之一。它受到持续维护和更新，可能是最著名和最广泛应用的城市径流水量/水质模型（Huber and Roesner, 2013）。

雨水管理模型 SWMMH 是美国环境保护局软件 EPA SWMM 的汉化版本，是一个动态降雨径流模拟模型，主要用于城市区域的径流水量和水质的单一事件或者长期（连续）模拟。SWMMH 的径流部分针对接受降水、产生径流和污染物负荷的子汇水面积集合操作。SWMMH 的演算部分通过管道、渠道、蓄水/处理设施、水泵和调节器的系统输送该径流。SWMMH 跟踪包含了多个时间步长的模拟时段中，每一子汇水面积内产生的径流水量和水质，每一管渠内的流量、水深和水质。

表 1-1 SWMM 开发历史

版本	年代	开发单位	备注
SWMM I	1971	Metcalf & Eddy, Inc. Water Resource Engineers University of Florida	SWMM 第一版；利用 FORTRAN 编写，焦点为 CSO 模拟；目前很少再使用其中的方法。
SWMM II	1975	University of Florida	第一次广泛发布的 SWMM 版本。
SWMM 3	1981	University of Florida Camp Dresser & McKee	添加了完整动态波流动例程，Green-Ampt 下渗，融雪和连续模拟。
SWMM 3.3	1983	US EPA	SWMM 的第一个 PC 版本。
SWMM 4	1988	Oregon State University Camp Dresser & McKee	添加了地下水，RDII，不规则渠道断面以及其他精炼，在 1990 年代进行了一系列更新。
SWMM 5	2005	US EPA CDM-Smith	SWMM 引擎完全采用 C 重写；添加了图形用户界面；添加了改善的算法和新的特征（例如 LID 模拟）。

表 1-1 总结了 SWMM 的开发历史。当前版本为第 5 版，它是在原来版本基础上完全重新改写的。关于本 SWMMH 参考手册，包含了三卷。第 I 卷描述了 SWMMH 的水文模型，第 II 卷为它的水力模型，第 III 卷为它的水质和低影响开发模型。这些手册是对 SWMM 5 用户手册（US EPA, 2010，它解释了怎样执行程序）和 SWMM 5 使用手册（US EPA, 2009，介绍了大量工作示例）的补充。本参考手册描述的过程是根据原来 SWMM 文档（Metcalf and Eddy et al., 1971a, 1971b, 1971c, 1971d）、中间报告（Huber et al., 1975; Heaney et al., 1975; Huber et al., 1981）中的描述，并加入了新的材料。该信息代替了第 4.0 版文档（Huber and Dickinson, 1988; Roesner et al., 1988），包含了 1988 年之后一些较新过程的描述。关于当前文档的更多

信息，以及 EPA 雨水管理模型的一般状态，完整程序及其源代码，见 EPA SWMM 网址：<http://www2.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm>。汉化版 SWMMH 的相关信息，见网址：<http://sese.tongji.edu.cn>。

1.2 SWMMH 的对象模型

图 1-1 描述了包含在典型城市排水系统内的元素。SWMMH 将该系统概化为几个主要环境组件之间的一系列水流和物质流。这些组件包括：

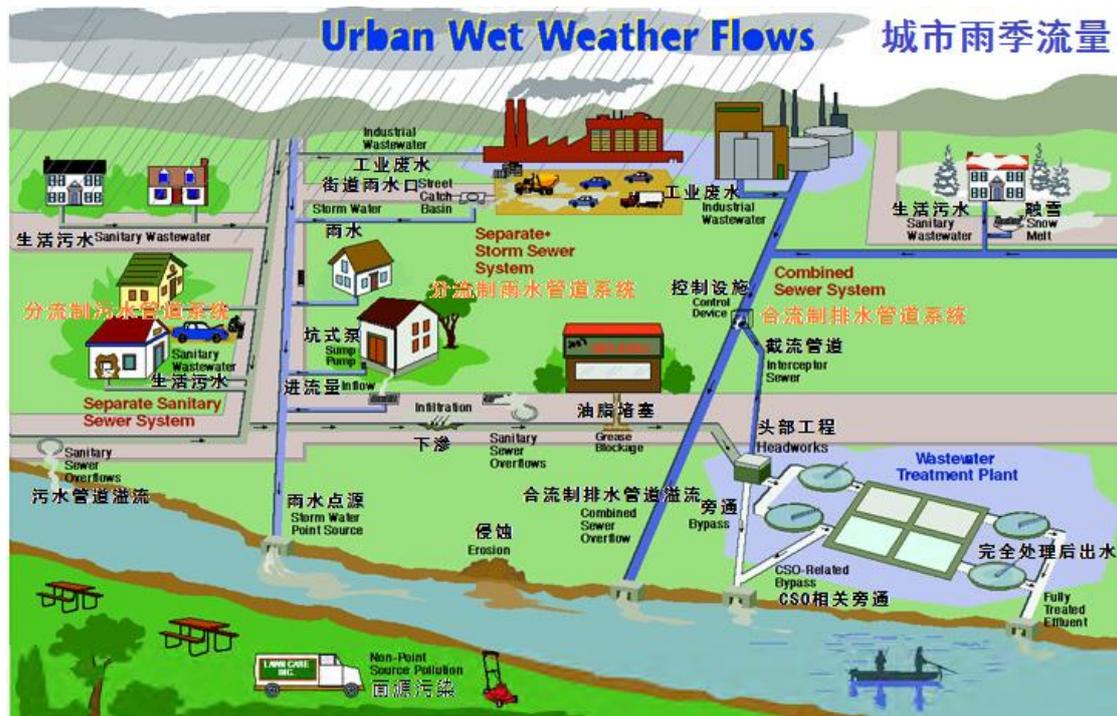


图 1-1 典型城市排水系统元素

- 大气组件，产生降水以及到达地表组件的沉降污染物。
- 地表组件，接受来自大气组件雨或雪形式的降水。它输送出流量，形式为 1) 蒸发返回到大气组件；2) 下渗到地下组件；3) 到达输送组件的地表径流和污染物负荷。
- 地下组件，接受来自地表组件的下渗，并将该部分进流量转换到输送组件，作为地下土壤中流。
- 输送组件包含了由元素（渠道、管道、水泵和调节器）和蓄水/处理装置组成的网络，为了输送水到排放口或处理设施。该组件的进流量可以来自地表径流、地下壤中流、旱季污水流量或者用户定义的时间序列。

并非所有组件需要出现在特定 SWMMH 模型中。例如，一个模型可能利用事先定义的流量过程线和污染过程线作为输入，仅仅模拟输送组件。如图 1-1 所示，SWMMH 可用于模拟雨水收集系统，分流制和合流制排水管道系统，以及自然汇水面积和河渠系统的任意组合。

图 1-2 说明了 SWMMH 怎样将图 1-1 中描述的实际系统物理元素概念化，结合模拟对象的标准集合。用于模拟降雨/径流过程的主要对象为雨量计和子汇水面积。融雪利用放置在子

汇水面积顶部的积雪对象模拟；同时含水层对象放置在子汇水面积以下，用于模拟地下水流。排水系统的输送部分利用节点和管段的网络模拟。节点代表了简单交汇、分流、蓄水设施或者排放口的点。管段利用管渠、水泵或者流量调节器（孔口、堰或出水口）连接相邻节点。用地性质和污染物对象用于描述水质。最后，包括曲线、时间序列、时间模式和控制规则的一组数据对象，用于刻画 SWMMH 模型中各种物理对象的进流和运行特征。表 1-2 提供了 SWMMH 各种对象的总结。它们的属性和功能将在本手册内更详细描述。

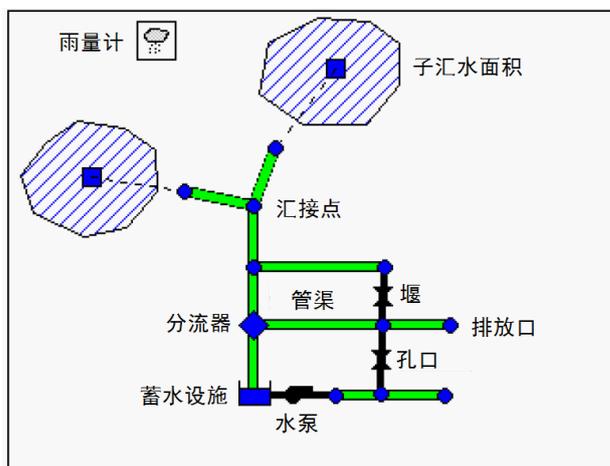


图 1-2 雨水排放系统的 SWMMH 概念模型

1.3 SWMMH 过程模型

图 1-3 说明了利用前面描述对象的 SWMMH 模型过程，以及它们怎样相互连接。该图描述的水文过程包括：

- 时变降水；
- 雪量累积和融化；
- 来自洼地蓄水的降雨截留（初始损失）；
- 静止地表水的蒸发；
- 降雨下渗到饱和土壤层；
- 下渗水量穿透到地下水层；
- 地下水和排水系统之间的壤中流；
- 地表漫流的非线性水库演算；
- 通过低影响开发控制捕获的降雨/径流下渗和蒸发。

SWMMH 输送组件内水力过程包括：

- 地表径流、地下水壤中流、降雨致入渗入流、旱季污水流量和用户定义进流量的外部进流量；
- 通过任何明渠、管道和蓄水设施布局的非恒定非均匀流演算；

- 各种可能流态，例如壅水、超载、逆向流动和地表积水；
- 通过水泵、堰和孔口的流量调节，包括时间和状态依赖的控制规则，控制了它们的操作。

表 1-2 SWMMH 模拟对象

类型	对象类	描述
水文	雨量计	一个或者多个子汇水面积的降水数据源。
	子汇水面积	接受对应于雨量计的降水，产生流向排水系统节点和另一子汇水面积径流的地块。
	含水层	接受其上子汇水面积的下渗，并与输送系统节点交换地下水流的地下区域。
	积雪	覆盖了子汇水面积的积雪。
	单位流量过程线	描述单位瞬时降雨随时间产生排水管道进流量/下渗量的响应函数。
水力	汇接点	输送系统中的点（例如检查井、管道配件或河流交汇处），在这里管渠相互连接，忽略蓄水容积。
	排放口	输送系统中的末端点，将水排向接纳体（例如接纳河流或处理厂），结合已知的水面标高。
	分流器	输送系统中的点，根据已知关系，进流量分流到两条出流管渠内。
	蓄水设施	提供蓄水功能的池塘、湖泊、围堰或者水池。
	管渠	从一个输送系统节点输水到另一个的渠道或管道。
	水泵	提升水头的装置。
	调节器	在输送系统两个节点之间用于引导和调整流量的堰、孔口或者出水口。
水质	污染物	地表可以累积和冲刷，或者直接引入到输送系统的污染物。
	用地性质	用于描述污染物累积和冲刷函数的分类。
处理	LID 控制	低影响开发控制，例如生物滞留网格、多孔路面或植草沟，通过增强下渗、减少地表径流。
	处理函数	用户定义的函数，描述了输送系统节点处污染物浓度怎样降低，作为特定变量的函数，例如浓度、流量、水深等。
数据对象	曲线	定义两个数量之间关系的制表函数（例如水泵的流量和水头，蓄水节点的表面积与深度等）。
	时间序列	描述数量怎样随时间变化的制表函数（例如降雨、排放口水面标高等）。
	时间模式	一定时段内重复的因子集（例如一日内每小时模式，一周内每日模式等）。
	控制规则	IF-THEN-ELSE 语句，确定了何时采取专门的控制行动（例如当给定节点处水深高于或者低于特定数值时，开启或者关闭水泵）。

考虑水质，针对任何数量用户定义的水质成分，可以模拟以下过程：

- 不同土地利用下的旱季污染物累积；

- 暴雨事件中来自特定土地利用的污染物冲刷；
- 降雨沉淀的直接贡献；
- 由于街道清扫，旱季累积中的下降；
- 由于 BMPs 的冲刷负荷下降；
- 排水系统任何点处旱季污水流量和用户指定外部进流量的输入；
- 通过排水系统的水质成分演算；
- 通过蓄水装置处理，或者通过管渠中的自然过程，成分浓度的降低。

在本卷随后章节内详细讨论用于模拟以上水质过程和低影响开发实践的 SWMMH 数值过程。本手册的卷 I 和卷 II 中描述 SWMMH 的水文和水力过程。

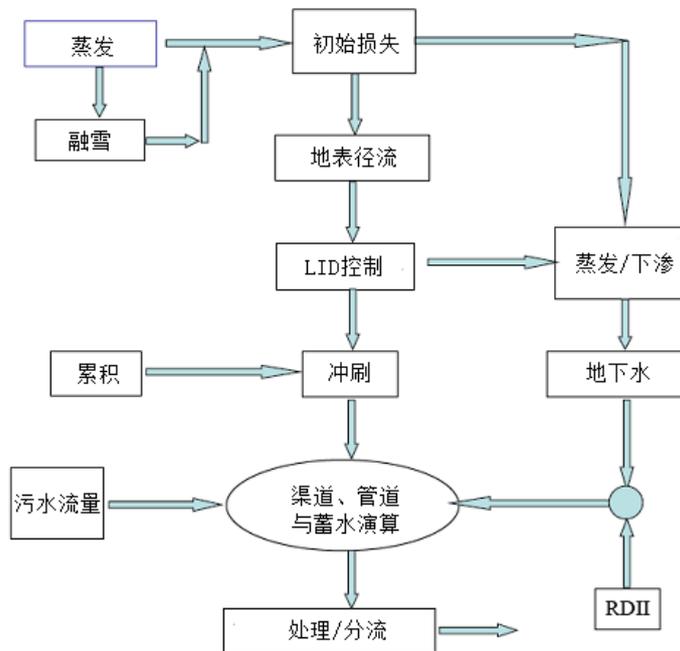


图 1-3 SWMMH 模拟的过程

1.4 模拟过程概览

SWMMH 为一个分布式离散时间模拟模型。它计算了时间序列内状态变量的新数值，其中在每一时间步长，系统受制于新的外部输入集。当更新状态变量时，计算和报告其他感兴趣的输出变量。利用以下一般数学方程组表示该过程，随着模拟的进行，它在每一时间步长中求解：

$$X_t = f(X_{t-1}, I_t, P) \quad (1-1)$$

$$Y_t = g(X_t, P) \quad (1-2)$$

式中

- X_t ——时刻 t 的状态变量向量;
- Y_t ——时刻 t 的输出变量向量;
- I_t ——时刻 t 的输入向量;
- P ——恒定参数向量;
- f ——向量值的状态转换函数;
- g ——向量值的输出转换函数。

图 1-4 以方框图方式描述了模拟过程。

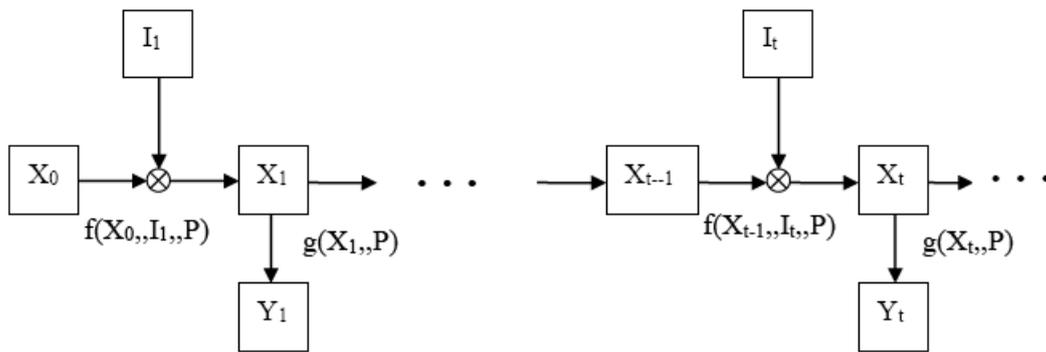


图 1-4 SWMMH 状态转换过程框图

构成状态向量 X_t 的变量见表 1-3。这是 SWMMH 广泛特征中给出的非常小个数。可以根据这些变量、外部输入和固定输入参数计算所有其他量。一些较不明显的状态变量意义，例如用于融雪的那些，在后面章节中讨论。

用户提供的输入变量 I_t ，引起这些状态变量变化的例子包括：

- 气象条件，例如降水、气温、蒸发速率和风速；
- 输送系统指定节点处外部施加的进流量过程线和污染过程线；
- 输送系统特定节点的旱季污水进流量；
- 输送系统特定排放口的水面标高；
- 水泵和调节器的控制设置。

根据 SWMMH 计算的状态变量更新的输出向量 Y_t ，包含的可报告量例如：

- 来自每一子汇水面积的径流量和污染物浓度
- 来自每一子汇水面积的雪量深度、下渗速率和蒸发损失
- 每一子汇水面积的地下水位标高和边侧地下水出流量
- 每一输送系统节点的总边侧进流量（来自径流、地下水流、旱季流量等）、水深和污染物浓度

- 每一积水节点处的溢流量和积水容积
- 每一输送系统管段的流量、流速、水深和污染物浓度。

表 1-3 SWMMH 使用的状态变量

过程	变量	描述	初值
径流	d	子汇水面积地表径流深度	0
下渗*	t_p	Horton 曲线中的当量时间	0
	F_e	累计过分下渗容积	0
	F_u	上层含湿量	0
	T	直到下一次降雨事件的时间	0
	P	当前事件的累积降雨量	0
	S	剩余的土壤湿度蓄水能力	用户定义
地下水	θ_u	不饱和层含湿量	用户定义
	d_L	饱和层深度	用户定义
融雪	w_{snow}	积雪深度	用户定义
	fw	积雪自由水深度	用户定义
	ati	积雪表面温度	用户定义
	cc	积雪寒冷量	0
流量演算	y	节点处的水深	用户定义
	q	管段中的流量	用户定义
	a	管段中的过流面积	根据 q 推断
水质	t_{sweep}	子汇水面积最后一次清扫后的时间	用户定义
	m_b	子汇水面积中污染物质量	用户定义
	m_p	子汇水面积污染物堆积量	0
	c_N	节点处污染物浓度	用户定义
	c_L	管段中污染物浓度	用户定义

* 仅仅使用这些变量中的子集，取决于下渗方法的用户选择。

考虑恒定参数向量 P ，SWMMH 在它的过程模型集合中，包含了超过 150 种不同的用户提供常数和系数。多数为物理尺度的（例如土地面积、管道直径、内底标高）或者可以从现场观测（例如百分比不渗透性覆盖）、实验室测试（例如各种土壤属性）或者以前公布的数据表获得的量（例如管道材料的粗糙度）。少量剩余的可能需要一定程度的模型校核，为了确定它们的合适数值。当然对于每一项目，并非所有参数是需要的（例如如果不模拟地下水情况，则不需要每一子汇水面积的 14 个地下水参数）。本手册的后续章节精心定义每一参数，并对其数值估计提出建议。

整个模拟过程的流程图见图 1-5。过程通过从输入文件读取每一对象及其参数的描述开始，在 SWMMH 5 用户手册（US EPA, 2010）中描述了输入文件的格式。然后初始化所有状态变量的数值，并初始化当前模拟时刻（ T ），运行时间（ T_{roff} ）和报告时间（ T_{rpt} ）。

程序然后进入循环，首先确定当前演算时间步长（ ΔT_{rou} ）末的时刻 $T1$ 。如果当前运行时刻 T_{roff} 小于 $T1$ ，那么重复执行新的径流计算并更新径流时间，直到它等于或超过时间 $T1$ 。每一径流计算集考虑了可能贡献流量和污染物到输送系统的任何降水、蒸发、融雪、下渗、地下水渗漏、地表漫流和污染物累积和冲刷。

一旦当前运行时间在时间区间从 T 到 $T1$ 上, 将在整个输送系统内演算时刻 T 发生的所有进流量和污染物负荷。该过程更新了每一管渠中的流量、水深和流速, 每一节点处的水面标高, 每一水泵的提升速率, 以及每一蓄水设施的水位和容积。此外, 计算每一节点和每一管渠所有污染物浓度的新数值。下一步执行检查, 查看当前报告时间 T_{rpt} 是否落在区间 T 到 $T1$ 内。如果是这样, 那么时刻 T_{rpt} 新的输出结果集, 将根据时刻 T 和 $T1$ 处的结果内插, 并保存到输出文件。报告时间也前进一个报告时间步长 ΔT_{rpt} 。模拟时间 T 然后更新到 $T1$, 过程继续, 直到 T 达到期望的总历时。SWMMH 基于 Windows 的用户界面为构建前述输入文件和显示计算结果, 提供了图形工具。

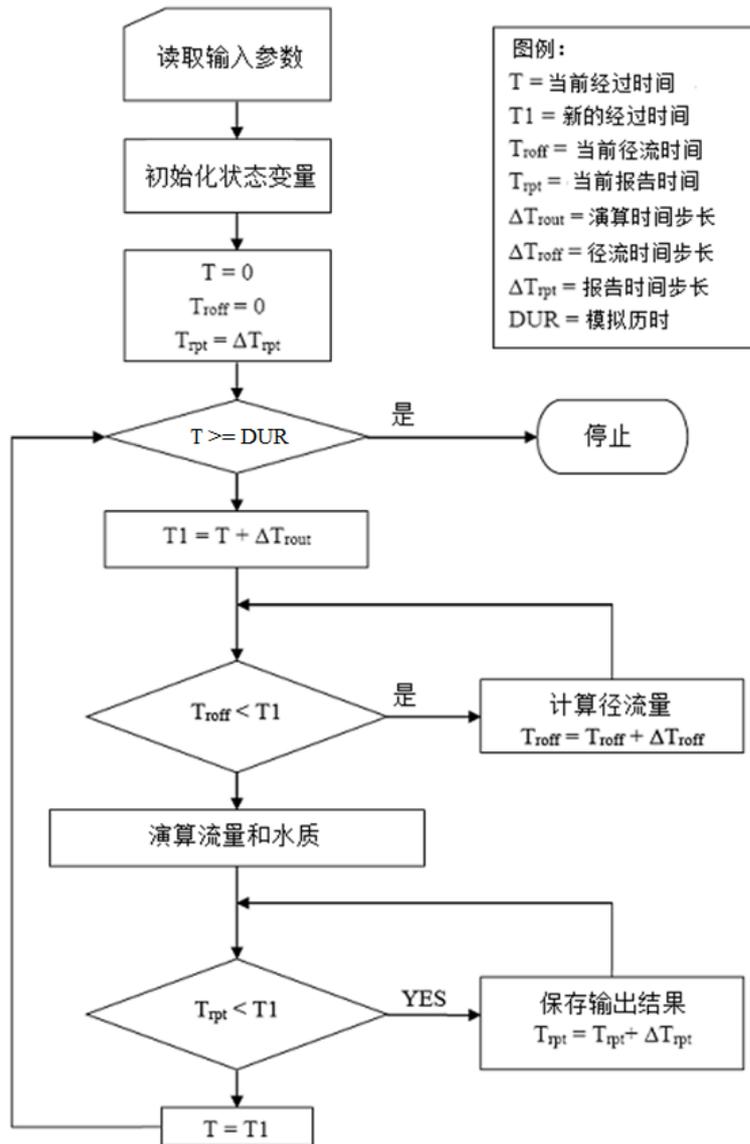


图 1-5 SWMM 模拟过程流程图

1.5 内插和计量单位

SWMMH 将线性内插用于获得落在记录输入时间序列时间和计算的输出结果时间之间时刻量的数值。概念解释见图 1-6, 说明报告的流量数值怎样来自其两侧计算的流量数值, 其中

报告时间步长大于演算时间步长。该惯例的一个例外是针对降水和下渗速率。它们在径流事件步长内保持常数；当将这些数值用于 SWMMH 径流算法或者为了报告目的时，没有做出内插。换句话说，如果报告时间落在了径流时间步长范围内，报告的降雨强度是对应于径流时间步长开始时的数值。

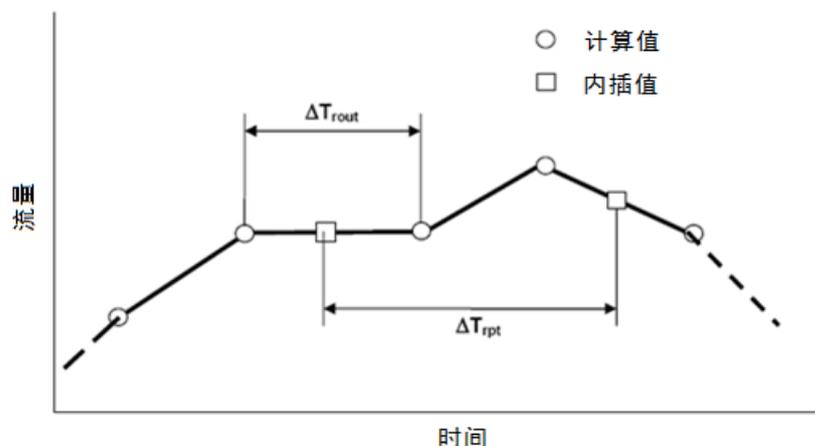


图 1-6 报告数值根据计算数值的内插

用于 SWMMH 输入变量、参数和输出变量的表达式计量单位，取决于用户选择的流量单位。如果将 SI 公制单位用于流量，那么所有其他量采用 SI 公制单位；如果流量表示为美制单位，那么所有其他单位也是如此。表 1-4 列出了与每一 SWMMH 主要变量和参数对应的公制和美制计量单位。计算机代码内部的所有计算将英尺作为长度单位，秒作为时间单位，然后转换成用户选择的单位系统。

表 1-4 SWMMH 表达的计量单位

参数	公制	美制
面积（子汇水面积）	公顷	英亩
面积（蓄水设施）	平方米	平方英尺
洼地蓄水	毫米	英寸
深度	米	英尺
标高	米	英尺
蒸发	毫米/日	英寸/日
流量	立方米/秒（cms） 升/秒（lps） 10 ⁶ 升/日（mld）	立方英尺/秒（cfs） 加仑/分（gpm） 10 ⁶ 加仑/日（mgd）
导水率	毫米/小时	英寸/小时
水头	米	英尺
下渗速率	毫米/小时	英寸/小时
长度	米	英尺
曼宁n值	秒/米 ^{1/3}	秒/米 ^{1/3}
污染物累积	质量/公顷	质量/英亩
污染物浓度	毫克/升(mg/L) 微克/升（μg/L）	毫克/升(mg/L) 微克/升（μg/L）

	数量/升	数量/升
降雨强度	毫米/小时	英寸/小时
降雨容积	毫米	英寸
蓄水容积	立方米	立方英尺
温度	摄氏度	华氏度
速度	米/秒	英尺/秒
宽度	米	英尺
风速	千米/小时	英里/小时

第 2 章 城市径流水质

2.1 引言

城市化地区来的雨水径流，可以包含显著浓度的有害污染物，可以贡献于受纳河流的负面水质影响。效应包括接受雨水排放的水体中海滩关闭、贝类床关闭、捕鱼限制和休闲限制。

污染物从城市景观的各种源头进入雨水。主要源头包括居民和商业区域、工业活动、建设、街道和停车场，以及大气沉降。雨水径流中常发现的污染物及其来源的总结见表 2-1。表 2-2 列出了不同城市用地性质的典型污染物负荷。

表 2-1 城市雨水径流中污染物的源头 (US EPA, 1999)

污染物	源头
沉积物和漂浮物	街道、草坪、车行道、道路、建筑活动、大气沉降、排水渠道侵蚀
杀虫剂和除草剂	住宅草坪和花园、道路两侧、公用事业用地、商业和工业景观区域、土壤冲刷
有机物	住宅草坪和花园、商业景观、动物粪便
金属	汽车、桥梁、大气沉降、工业地区、土壤侵蚀、金属表面腐蚀、燃烧过程
石油和脂类/碳氢化合物	道路、车行道、停车场、车辆维护场地、加油站、非法倾倒入排水渠
细菌和病毒	草坪、道路、渗漏的污水管线、误接的污水管道、动物粪便、化粪池系统
氮和磷	草坪肥料、大气沉降、汽车尾气、土壤侵蚀、动物废弃物、洗涤剂

表 2-2 来自不同城市用地性质的典型径流污染物负荷 (lbs/acre-yr)

用地性质	TSS	TP	TKN	NH ₃ -N	NO ₂ +NO ₃ -N	BOD	COD	Pb	Zn	Cu
商业	1000	1.5	6.7	1.9	3.1	62	420	2.7	2.1	0.4
停车场	400	0.7	5.1	2	2.9	47	270	0.8	0.8	0.04
HDR	420	1	4.2	0.8	2	27	170	0.8	0.7	0.03
MDR	190	0.5	2.5	0.5	1.4	13	72	0.2	0.2	0.14
LDR	10	0.04	0.03	0.02	0.1	NA	NA	0.01	0.04	0.01
高速公路	880	0.9	7.9	1.5	4.2	NA	NA	4.5	2.1	0.37
工业	860	1.3	3.8	0.2	1.3	NA	NA	2.4	7.3	0.5
公园	3	0.03	1.5	NA	0.3	NA	2	0	NA	NA
建设场地	6000	80	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

HDR: 高密度住宅区; MDR: 中密度住宅区; LDR: 低密度住宅区

NA: 不可用; 对于刻画负荷, 数据不充分

出处: Burton and Pitt (2002)。

1978 年和 1983 年之间 US EPA 执行了城市径流最广泛的研究，作为国家城市径流程序 (NURP) 的一部分 (US EPA, 1983)。执行的取样，针对 28 个 NURP 项目，包含了 81 个特定场地，以及超过 2,300 次独立暴雨事件。NURP 也检验了场地子集的大肠细菌和优先性污染物。各种城市用地性质的 10 种常见 NURP 污染物的时间平均中值浓度 (EMCs) 见表 2-3。大肠细菌是最广泛使用的指标，对于有害致病菌的存在。分流制城市雨水管道中测试

浓度变化很大，范围处于 400-50,000 MPN/100 ml 之间。

表 2-3 城市用地性质的时间平均中值浓度

污染物	单位	居民区		混合区		商业区		开放/非城市区	
		中值	COV	中值	COV	中值	COV	中值	COV
BOD	mg/L	10	0.41	7.8	0.52	9.3	0.31	-	-
COD	mg/L	73	0.55	65	0.58	57	0.39	40	0.78
TSS	mg/L	101	0.96	67	1.14	69	0.85	70	2.92
总铅	µg/L	144	0.75	114	1.35	104	0.68	30	1.52
总铜	µg/L	33	0.99	27	1.32	29	0.81	-	-
总锌	µg/L	135	0.84	154	0.78	226	1.07	195	0.66
总凯氏氮	µg/L	1900	0.73	1288	0.50	1179	0.43	965	1.00
硝酸盐 + 亚硝酸盐	µg/L	736	0.83	558	0.67	572	0.48	543	0.91
总磷	µg/L	383	0.69	263	0.75	201	0.67	121	1.66
溶解性磷	µg/L	143	0.46	56	0.75	80	0.71	26	2.11

COV: 变化系数

出处: Nationwide Urban Runoff Program (US EPA 1983)

2.2 污染物源头

SWMMH 可以考虑几种贡献于城市汇水面积内水质损害的不同类型污染物源头。

降水

与降水相关的化学沉降，也称作湿沉降，表示了对地表径流相关水质的直接贡献。降水水质已经被广泛监测，且在位置和一年内广泛变化。它可以包含显著量的硝酸盐、亚硝酸盐、硫酸盐、硫化物甚至汞（US EPA, 1997）。SWMMH 考虑了该源头，允许用户指定降水中成分的恒定浓度。

地表径流

多数 SWMMH 的应用，地表径流将是水质成分的主要源头。贡献于雨水径流水质的几种机制，多数称作**累积**和**冲刷**。不渗透城市区域中，通常假设暴雨之前的干旱气候成分在土地表面累积。这样的累积可能或者不可能为时间和其他因素（例如交通流量、干沉降和街道清扫）的函数（James and Boregowda, 1985）。当出现暴雨事件时，这些物质的一部分冲刷进入排水系统。冲刷的物理特征可能涉及降雨能量，正如一些冲刷计算中的；或者可能为流动中底部剪切力的函数，正如沉积物迁移理论中的。最通常的冲刷结合略微物理合理化的经验方程处理。预测城市径流水质成分的方法，由 Huber (1985, 1986), Donigian and Huber (1991), Novotny and Olem (1994)和 Donigian et al. (1995)广泛回顾。

来自于汇水面积未开发、渗透区域的“固体”侵蚀，是另一个可能的成分源头。这可以模拟为独立的用地性质，结合累积随着它本身蓄意冲刷方程的无限累积数量。

晴天流量

晴天流量 (DWF) 为直接进入 SWMM 模型中输送部分的污水或工业废水连续排放量, 通常在污水管网的汇接点处 (参考图 1-2)。于是仅仅在模拟污水或合流制排水管道系统时才相关。DWF 通常遵循昼夜、每日和每月基础上的重复性模式。在排水管网的任何指定节点处, SWMMH 允许定义流量和水质浓度怎样随着时间周期性变化。关于旱季源头浓度和流态的更多信息, 见第 2.5 部分。

地下水流

包含了地下水组件的 SWMMH 模型, 通常可以边侧地下水流出子汇水面积子表面积饱和区, 进入输送管网的节点 (见第 I 卷第 5 章)。为了模拟排水管网明渠流部分中的回退曲线和基流量, 通常保留了该过程。针对被模拟的每一水质成分, 可以将恒定浓度赋给该流量。没有尝试跟踪从地表渗透到饱和地下水层的成分迁移和转化, 然后穿透到饱和层, 它们从这里进入排水管网。类似的, 也忽略了从地下含水层其他部分来的成分迁移。尽管具有许多饱和/不饱和 2-D/3-D 地下水模型, 可以考虑这些现象 (Bear and Cheng, 2010), 它们的复杂性阻止了它们在正如 SWMMH 的一般目的城市排水模型中的应用。

入渗/入流 (II)

SWMMH 的水文模块也能够估计进入到排水管道的降雨致入渗入流 (RDII)。这些流量是来自落水管、坑式泵、喷泉排水等直接连接的“入流量”, 以及通过破裂管道、渗漏接口和不良检查井连接的地下水“入渗”。正如地下水, 可以将恒定浓度赋给与 RDII 流量相应的水质成分。这里使用了正如地下水流采用恒定浓度的同样局限性。因为 RDII 分析常用于评估污水管道系统的水力能力, 这些分析很少考虑到水质。

外部进流量

SWMMH 的水力模块 (见第 II 卷) 允许在渠道、管道和排水管道构成的输送网络中, 任何点引入的外部流量。这些流量具有相应的水质成分。一些点在时间上的进流成分浓度, 由下式给出:

$$\text{时刻 } t \text{ 的浓度} = (\text{基准数值}) \times (\text{基准模式因子}) + (\text{比例因子}) \times (\text{时刻 } t \text{ 处的时间序列值})$$

基准数值为一些常数; 基准模式为用于基准数值的每小时、每日或每月重复性乘子; 时间序列值为时变数值; 比例因子为用于每一时间序列值的恒定乘子。所有数值和因子由用户提供。时间序列值可以指定为非均匀时间间隔。中间时刻的数值由内插获得。

成分浓度的表达式乘以相应的外部进流量, 获得外部质量进流量 (单位为质量每单位时间)。除了指定外部进流量的浓度, 也可以将上述表达式用于模拟成分的时变质量负荷。该情况中, 为了将污染物引入到排水系统, 不必提供外部流量。

总之, SWMMH 可以模拟从直接降雨、地表径流、边侧地下水流量、降雨致入渗入流、旱季基流或污水流量, 以及用户提供外部时间序列流量进入排水系统的水质成分。

2.3 污染物和用地性质对象

2.3.1 污染物对象

SWMMH 采用污染物对象表示水质成分。在 SWMMH 模型中可以定义任意数量的污染物，并包含在模拟中，假设：

1. 它们可以表示为质量或者数量（针对生物）每单位容积水的浓度。
2. 它们的质量是可以叠加的，意味着两个相等水容积的浓度混合在一起，为单个浓度之和。

注意这些条件不包含 pH 作为成分，因为它表示为浓度的对数，以及混合物的 pH 也以非线性方式取决于混合容积中的碱度。没有满足这些准则的其他成分包括电导率、浊度和颜色。

以下用户提供与每一污染物对象相关的属性：

- 计量单位 - 化学成分为 mg/L 或 $\mu\text{g/L}$ ，生物成分为数量/L。
- 雨水浓度- 直接降水中成分浓度。
- 地下水浓度 - 与模拟地下水的子汇水面积相应的，饱和地下水层中的成分浓度。
- 入渗/入流浓度 - 由于降雨致入渗入流，进入排水系统的任何流量（通常为污水管道系统）成分的浓度。
- 旱季流量浓度 - 外部引入输送系统的任何旱季流量（通常污水流量）成分平均浓度。
- 衰减系数 - 用于计算速率的一阶反应系数（单位为 1/日），一旦它进入 SWMMH 模型的输送部分，由于反应或者其他过程引起成分的衰减。
- 仅仅标志降雪 - 用于说明当存在降雪时，成分仅仅在地表累积的标志（例如可能是与街道除冰操作相关的氯化情况）。
- 协同污染物 - 其浓度与当前污染物浓度相关的另一污染物名称。
- 协同比 - 添加到当前污染物浓度的协同污染物质比。

协同污染物用于表达溶解性或固体性质的成分（例如 BOD，金属，磷），以及可能吸附的其他成分（例如杀虫剂进入“固体”），于是生成其他成分的一部分。该协同分数，也称作潜在因子，常用于农业和沉积物径流模型，例如 HSPF (Bicknell et al., 1997)，为了将特定成分的颗粒形式浓度（例如磷、BOD、重金属和有机氮）与悬浮固体浓度相关。协同比（或潜在因子）必须为用于两种相关成分的计量单位。于是协同比可以大于 1。SWMMH 协同污染物仅用于累积/冲刷过程--不可用于雨水、地下水、排水管道入渗入流 (I/I) 和旱季流量的用户指定浓度。

表 2-4 列出了根据 Detroit 城市地区不同成分和用地性质的雨季采样，推导的悬浮固体潜在因子。表 2-5 是针对马里兰州 Patuxent River 流域的。两个位置处相同成分的因子差异，说明了这些因子是怎样对不同场地而异。

表 2-4 Detroit 城市区域的潜力因子 (mg/克)

成分	居民区	商业/工业区	道路	农村
BOD ₅	34	45	10	18
粪便大肠菌 ^a	87,000	37,000	200,000	300,000
NH ₄	0.8	2.4	0.35	0.45
NO ₂ +NO ₃	1.7	6.4	0.07	3.5
总有机 N	4.3	4.1	1.22	7.0
PO ₄	1.9	1.7	0.26	1.5
总 P	0.24	0.47	0.20	2.4
油脂	25	80	100	13
铅	1.8	1.4	0.41	0.21

^a(有机体/100 ml)/(克/L TSS)

出处: Roesner (1982)。

表 2-5 Patuxent 河流域的潜在因子 (mg/克)

用地性质	NO ₃	NH ₄	PO ₄	BOD
低密度住宅	1.5	0.4	1.1	90
中/高密度住宅	6.0	2.0	1.6	180
商业/工业	10.0	3.2	2.7	270
森林和湿地	0.1-0.18	0.011-0.018	0.04-0.07	11-17
牧场	3.6	0.4	0.27	60
闲置农业用地	2.0	0.2	0.16	30

出处: Aqua Terra (1994)。

2.3.2 用地性质对象

累积数据说明不同的用地性质采用不同速率。SWMMH 允许针对污染物和用地性质的组合, 定义不同累积和冲刷函数。SWMMH 的用地性质对象用于确定典型用地性质, 存储每一 SWMMH 污染物的累积 (和冲刷) 函数。

用地性质是赋给子汇水面积的开发活动或地表特征。用地性质活动的例子有居民区、商业区、工业区和未开发区。地表特征可能包括屋顶、草坪、铺砌道路、未受干扰土壤等。用地性质仅用于考虑子汇水面积内污染物累积和冲刷速率的空间分布。

SWMMH 用户具有定义用地性质的多种选项, 可将它们赋给子汇水面积。一种方法是为每一子汇水面积赋以土地利用的混合, 导致子汇水面积内所有用地性质具有相同的渗透和不渗透特征。另一种方法是创建具有用地类型的子汇水面积, 反映了该用地类型的明确渗透和不渗透特征集。如果没有模拟地表累积和冲刷, 例如当污染物进流量仅仅来自湿沉降, 旱季污水流量和外部时间序列流量; 那么不需要为工程添加用地性质。

2.4 湿沉降

事实上认识到不是通过“纯粹”方式的降水且不具有蒸馏水的特征。低 pH (酸雨) 为最著名的参数, 但是也在降水中发现许多物质, 包括有机物、固体、营养物质、金属和杀虫剂

(Novotny and Olem, 1994)。大气沉降是沿海水体的重要负荷因子 (NRC, 2000)。与地表源头相比, 降水可能是城市径流中一些营养物质的重要供体, 尽管它也可能实质性贡献了其他成分。特别地, Kluesener and Lee (1974)发现在 Madison, Wisconsin 的住宅汇水面积中, 降雨中的氨水平高于径流中的; 降雨硝酸盐占到 Lake Wingra 雨水径流中硝酸盐的 20 到 90%。Matraw and Sherwood (1977)报道了针对 Fort Lauderdale, Florida 居民区的硝酸盐和总氮的类似发现。最近研究的数据见表 2-6, 其中降雨认为是所有氮形式, 加上 COD 的重要供体; 尽管降雨中 COD 比径流中要高的情况可能是异常的。

除了前面提到的两个参考文献, Weibel et al. (1964, 1966)报告了 Cincinnati 降雨的成分浓度 (表 2-6), 以及总结也由 Manning et al. (1977)给出。关于降雨化学特性和负荷的其他数据, 见 Uttormark et al. (1974), Betson (1978), Hendry and Brezonik (1980), Novtny and Kincaid (1981), Randall et al. (1981), Mills et al., (1985)和 Novotny and Olem (1994)。Brezonik (1975)提出了广泛的总结, 由表 2-6 中可以看出, 降雨中观测到大范围的浓度。此外, 与城市径流相关的最重要参数可能是各种氮形式。

前面提到的文献反映了考虑沉降化学特性的相关但是较老的信息。很有用的网址为 <http://nadp.sws.uiuc.edu/>, 是关于国家大气沉降程序 (NADP) 的。可以从该网址下载整个美国的数百监视位置的数据, 允许良好估计地区降水浓度。可以下载湿沉降和干沉降参数的每年、每季度和时间序列数据和图表, 例如 pH, 含氮物质, 镉, 氯化物和其他长期测试的。一些场地的红利是每日降水数据。可以包含干沉降数值, 结合地表的累积; 尽管其他累积因子, 例如风力侵蚀, 交通等; 使得难以分离致病因素 (James and Boregowda, 1985)。

表 2-6 降雨中代表性成分浓度

参数	Ft. Lauderdale ^a	Cincinnati ^b	Lodi, NJ ^c	“一般范围” ^d
酸性 (pH)				3-6
有机物				
BOD ₅ , mg/L				1-13
COD, mg/L	4-22	16		9-16
TOC, mg/L	1-3			很少
无机 C, mg/L	0-2			
色度, PCU	5-10			
固体				
总固体, mg/L	18-24			
悬浮固体, mg/L	2-10	13		
浊度, JTU	4-7			
营养物质				
有机 N, mg/L	0.09-0.15	0.58		0.05-1.0
NH ₃ -N, mg/L	0.01-0.04			
NO ₂ -N, mg/L	0.00-0.01			
NO ₃ -N, mg/L	0.12-0.73	1.27 ^e		0.05-1.0
总 N, mg/L	0.29-0.84			0.2-1.5
正磷, mg/L	0.01-0.03	0.08		0.0-0.05
总 P, mg/L	0.01-0.05			0.02-0.15
杀虫剂, µg/L		3-600		很少
重金属, µg/L				很少

	铅, $\mu\text{g/L}$			45	30-70
	镍, $\mu\text{g/L}$			3	
	铜, $\mu\text{g/L}$			6	
	锌, $\mu\text{g/L}$			44	
^a 三场暴雨的范围 (Matraw and Sherwood, 1977) ^b 35 场暴雨的均值 (Weibel et al., 1966) ^c Wilbur and Hunter (1980) ^d Brezonik (1975) ^e $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 的总和					

降水中成分浓度与 SWMM 污染物对象对应。所有地表径流，包括融雪，假设至少具有该浓度，以及降水负荷通过将该浓度乘以径流量计算，并加上其他机制已经生成的负荷。不合适的是，将降水负荷添加到通过累积--冲刷校核产生的负荷，或者性能曲线参数，与测试的径流浓度相对；因为后者已经反映了所有贡献的总和（地表和其他的）。但是如果累积--冲刷数据来自其他源头，可能很好地包括了降水负荷。它们也提供了将恒定浓度附加到任何子汇水面积成分中的另一种简单途径。

2.5 晴天流量

多数讨论中“晴天流量”（DWF）相当于自然河流中的基流，来自生活污水或工业流量，进入了排水系统--通常为合流管道。因为 SWMMH 可用于模拟污水管道和具有混接的系统，DWF 也可用于模拟那些系统。排水管道系统中 DWF 水量和水质的估计，可分为两部分：1) 平均量的估计；2) 用于这些均值的时间模式估计。以下讨论这些方面。

2.5.1 平均旱季流量估计

正像几乎所有 SWMMH 输入参数，最好通过监测确定 DWF 流量过程线和污染过程线。常规性执行城市污水处理厂（WWTP）的进流量监视，至少针对流量。这种管道末端流量于是可以根据普查数据的人口分配到排水管道系统；作为初步近似。类似地，人口估计通常作为确定 DWF 的基础。这些人均估计显著变化。例如，ASCE-WPCF（1969）报告中，34 座城市的人均数据见表 2-7。该表中的数据来自 1960 年代，反映了当时的污水排放量；现代城市趋向于具有较低的人均用水，由于低容积管路设施等。用水本身是 DWF 计量的另一代理，尤其仅仅反映了室内用水的冬季数值（没有灌溉，洗车等）。

贡献于平均 DWF 的许多其他源头，包括商业开发区、医院、市政和事业建筑、公寓建筑等，没有一个容易在人均基础上表示。环境工程课本，例如 Metcalf & Eddy, Inc. (2003) 提供了这些位置来的数据表格。工业可以产生大量 DWF，必须单独评价。DWF 估计的另一备选是在单位面积基础上，但是这些设计曲线（加仑每英亩每日与英亩的关系）是高于现场指定的（ASCE-WPCF, 1969）。

生活污水水质是变化的，但是被良好归档。典型数值见表 2-8 (Metcalf and Eddy, Inc., 2003)。估计也可在表 2-9 所示类型的单位人口基础上使用（单位负荷），以及课本例如 Metcalf and Eddy, Inc. (2003) 中的。与生活污水相比，商业、工业和事业水质通常更强（更高的浓度），

应单独评估。指南例如包括 Tchobanoglous and Burton (1991)和 Metcalf and Eddy, Inc. (2003)。早期 SWMM 文档提供了关于这些主题的额外参考文献回顾 (Metcalf and Eddy et al., 1971a; Huber and Dickinson, 1988)。

表 2-7 29 座城市的平均旱季流量

	城市	平均污水流量, gpd/cap		城市	平均污水流量, gpd/cap
1	Baltimore, MD	100	19	Los Angeles 2, CA	70
2	Berkeley, CA	60	20	Greater Peoria, IL	75
3	Boston, MA	140	21	Milwaukee, WI	125
4	Cleveland, OH	100	22	Memphis, TN	100
5	Cranston, RI	199	23	Orlando, FL	70
6	Des Moines, IA	100	24	Painesville, OH	125
7	Grand Rapids, MI	190	25	Rapid City, SD	121
8	Greenville County, SC	150	26	Santa Monica, CA	92
9	Hagerstown, MD	100	27	St Joseph, MO	125
10	Jefferson County, AL	100	28	Washington, DC	100
11	Johnson County-1, KS	60	29	Wyoming, MI	82
12	Johnson County-2, KS	60			
13	Kansas City, MO	60		平均	101
14	Lancaster County, NB	92		CV*	0.38
15	Las Vegas, NV	209		最大值	209
16	Lincoln, NB	60		最小值	50
17	Little Rock, AR	50		中值	100
18	Los Angeles, CA	85			

*CV——变化系数 = 标准差/平均值。

出处: ASCE-WPCF (1969)

表 2-8 未处理生活污水的水质特性

污染物	单位	浓度		
		低	中	高
总固体	mg/L	390	720	1230
总溶解性固体 (TDS)	mg/L	270	500	860
固定的	mg/L	160	300	520
挥发性的	mg/L	110	200	340
总悬浮固体 (TSS)	mg/L	120	210	400
固定的	mg/L	25	50	85
挥发性的	mg/L	95	160	315
可沉降固体	mg/L	5	10	20
5 日生化需氧量 (BOD ₅)	mg/L	110	190	350
总有机碳 (TOC)	mg/L	80	140	260
化学需氧量 (COD)	mg/L	250	430	800
总氮 (TN)	mg/L	20	40	70
有机氮	mg/L	8	15	25

游离氨 (NH ₃)	mg/L	12	25	45
亚硝酸盐 (NO ₂)	mg/L	0	0	0
硝酸盐 (NO ₃)	mg/L	0	0	0
总磷 (TP)	mg/L	4	7	12
有机磷	mg/L	1	2	4
无机磷	mg/L	3	5	10
氯化物	mg/L	30	50	90
硫酸盐	mg/L	20	39	50
油脂	mg/L	50	90	100
挥发性有机化合物 (VOCs)	mg/L	< 100	100-400	> 400
总大肠菌	#/100 mL	10 ⁶ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹	10 ⁷ - 10 ¹⁰
粪大肠菌	#/100 mL	10 ³ - 10 ⁵	10 ⁴ - 10 ⁶	10 ⁵ - 10 ⁸

“低”是根据近似污水流量 200 gpd/日 (750 L/人-日), “中”为 120 gpd/日 (460 L/人-日), “高”为 60 gpd/日 (240 L/人-日)。

出处: Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

表 2-9 生活污水的单位水质负荷 (包括垃圾粉碎效应)

成分	污水, lb/人-日	地面垃圾, lb/人-日
总固体	0.55	0.15
总挥发性固体	0.32	0.13
悬浮物质	0.20	0.10
BOD ₅	0.17	0.08
油脂	0.05	0.03
总氮	0.04	0.002

出处: Haseltine (1950); Metcalf and Eddy et al. (1971a)。

2.5.2 旱季流量的时变性

旱季流量的水量和水质随着季节、每周和每日变化。SWMMH 提供了每月 (一年内每月一个乘子), 每日 (一周每日一个乘子), 每小时 (一天内每一小时一个乘子), 以及周末 (周末的每一小时一个乘子) 调整因子, 用于平均 DWF 的量。典型正弦变化见课本例如 Metcalf and Eddy Inc. (2003)和 ASCE 和 WPCF (1969); 但是这些变化最好通过 WWTP 进流量过程线检验获得。Tucke (1967)在 1964 年 11 月对九个家庭每日用水 (污水排放的代理) 的变化监视, 见表 2-10。由 Metcalf and Eddy, Inc. (2003)给出的生活污水流量和强度的一般小时变化, 见图 2-1 和表 2-11。

2.6 模拟径流水质

城市径流水质的模拟是很不完善的科学, 如果可以这样说。在物理、化学和生物过程的表示中以及在模拟算法的数据和参数获取中, 均具有很大的不确定性。例如, 后面部分将讨论地表污染物的“累积”和暴雨事件中的“冲刷”概念。累积的真正机理涉及因素例如风力、交通、大气降落物、地表活动、侵蚀、街道清洗和其他不确定性因素。尽管已经做出努力, 为

了基于物理的方程中包含这些因素 (James and Boregowda, 1985), 不现实的是, 假设它们可以结合充分准确性表示, 为了事先确定暴雨开始时地表污染物的量。同样天真的观点是, 在地表漫流按照随机方式在地表运动时, 经验冲刷方程表示了发生的复杂水动力 (和化学和生物学) 过程。Huber (1985, 1986) 讨论了城市径流水质模拟的许多难点。

表 2-10 靠近 Wheaton, MD 的六个家庭秋季用水量

	星期	日	一	二	三	四	五	六	平均
六个家庭用水, gal	10/18/64	1722	2137	1941	1938	1706	1777	1762	1855
与平均量的比值		0.928	1.152	1.047	1.045	0.920	0.958	0.950	
六个家庭用水, gal	11/1/64	1774	1569	1966	1714	1663	1861	1784	1762
与平均量的比值		1.007	0.891	1.116	0.973	0.944	1.056	1.013	
平均比值		0.968	1.021	1.081	1.009	0.932	1.007	0.981	1.000

出处: Tucker (1967)。

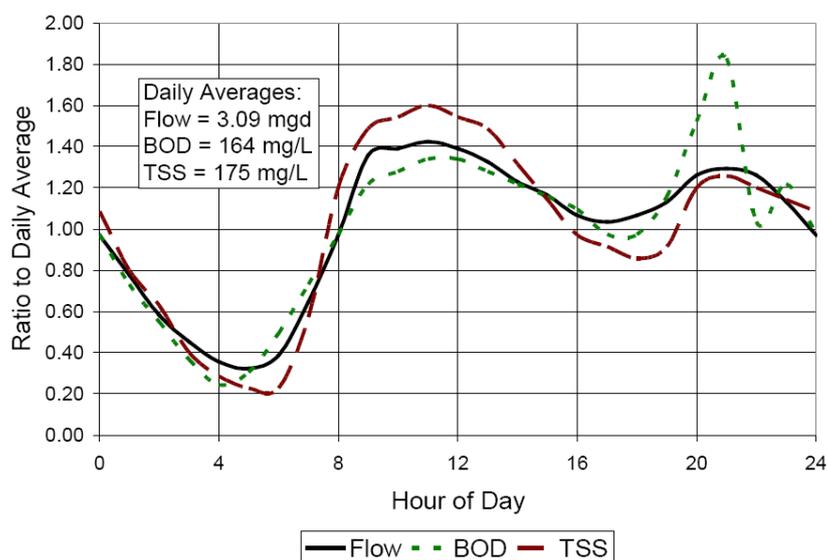


图 2-1 小时生活污水时间模式

(Based on data from Metcalf and Eddy, Inc. (2003). Ratios are based on indicated daily averages.)

表 2-11 典型小时 DWF 纠正因子

小时	流量	BOD	TSS	小时	流量	BOD	TSS
1	0.78	0.73	0.80	13	1.33	1.28	1.49
2	0.58	0.55	0.63	14	1.23	1.22	1.31
3	0.45	0.37	0.40	15	1.16	1.16	1.14
4	0.36	0.24	0.29	16	1.07	1.10	0.97
5	0.32	0.30	0.23	17	1.04	0.97	0.91
6	0.39	0.49	0.23	18	1.07	0.97	0.86
7	0.65	0.73	0.57	19	1.13	1.16	0.91
8	0.97	0.97	1.20	20	1.26	1.52	1.20
9	1.36	1.22	1.49	21	1.29	1.83	1.26
10	1.39	1.28	1.54	22	1.26	1.04	1.20

11	1.42	1.34	1.60	23	1.13	1.22	1.14
午时	1.39	1.34	1.54	子时	0.97	0.97	1.09
				平均	1.00	1.00	1.00

出处：Metcalf and Eddy, Inc. (2003)。

可以结合两种方式处理这样的不确定性。第一种选择是收集充分的校核和验证数据，为了能够校核用于水质模拟的模型公式。给定充分的数据，通常可以操作 SWMMH 的方程，为了重新生成测试的浓度和负荷。这实质上是以下部分长篇讨论的选项。第二个选择是放弃总体上详细的水质模拟，将恒定浓度（事件平均浓度，EMC）用于水量预测（即通过将预测容积乘以假设的浓度，获得暴雨负荷）(Johansen et al., 1984) 或者采用统计方法 (Hydroscience, 1979; Driscoll and Assoc., 1981; US EPA, 1983b; Ditoro, 1984; Adams and Papa, 2000)。EMC 数值可直接输入到 SWMMH 5。统计方法部分是根据现象确定，即暴雨事件平均浓度为对数分布的 (Driscoll, 1986)。统计方法认识到基于物理模拟的困扰，直接移向统计结果（例如 EMCs 的频率分布），但是它们甚至更多取决于可用数据，而不是 SWMMH 中看到的那些方法。这是为了利用统计方法，统计参数例如平均、中值和公差，必须来自其他研究。此外，更困难的是，利用统计方法研究控制和子汇水面积修改的效应。

主要观点是，针对 SWMMH 中可用的累积-冲刷方法，具有备选；后者涉及参数估计和模型校核的广泛深入的工作，为了产生高质量的预测，可能来自未知“现实”的显著变化。但是 SWMMH 也提供了较简单的选项，包括恒定浓度或 EMC 方法。深入研究包含在 SWMMH 中的方法和其他城市径流水质模拟模型之前，用户根据过程的不确定性观点，应尝试确定工作是否值得；以及较简单的备选方法是否是充分的。以下讨论 SWMMH 的可用选项，这不仅仅在任何其他可比较的模型中，而且讨论的程度不应解释为成功应用这些方法的保证。

尽管水质过程的概念化不是困难的，水质参数模拟的可靠性和可信度，在建立时具有很大挑战。事实上，通过 SWMMH 或者几乎任何其他地表径流模型的水质预测，几乎是假设的，除非被模拟汇水面积的当地数据可用于校核和验证。如果缺乏这些数据，结果仍旧用于比较变化的相对效应，但是参数程度（及预测浓度的实际数值）将永远是成问题的。这是与水量预测的显著不同点，校核之前可以做出流量过程线的合理估计。

此外，对于什么是包含在模型中的重要和合适的物理和化学机理，为了产生地表径流水质，文献中具有不一致性。SWMMH 中的目标是为了提供机理的灵活性，以及为了校核的机会。但是这将留给用户相当大的负担，为了获得模型应用的合适数据，以及为了熟悉可用于研究汇水面积的水质机理。该负担均常常被忽略，最终导致难以相信的模拟结果。

于是在最后，没有结合校核和验证水质预测的当地数据（降雨、流量和浓度测试）替代品。如果没有这些数据，水质参数的预测具有很低的可靠性。

SWMMH 的早期水质模拟工作注重于生成详细的污染过程线，其中产生暴雨事件中短时间间隔的浓度与时间的关系（例如 Metcalf and Eddy et al., 1971b）。取决于应用情况，这些细节总体上变为不必要的，因为接纳水体不可能响应于浓度或负荷的这样迅速变化。然而，对于接纳水体水质的多数研究，仅仅总暴雨事件负荷是必要的。各种接纳水体响应的的时间尺度见表 2-12 (Driscoll, 1979; Hydroscience, 1979)。雨水事件中出现的浓度瞬变不可能影响到接纳水体中任何常见水质参数（结合可能的例外是细菌）。基本上当它们影响到控制备选时，暴雨事件内详细的时间浓度变化是需要的。例如，蓄水设施可能需要捕获污染物的“初期冲刷”，如果存在的话。

表 2-12 受纳水体分析需要的时间细节

受纳水体类型	关键成分	响应时间
湖泊、海湾	营养物质	数周--数年
河口、海口	营养物质, DO	数日--数周
大型河流	DO, 氮	数日
小型河流	DO, 氮 细菌	数小时--数日 数小时
池塘	DO, 营养物质	数小时--数日
海滩	细菌	数小时

出处: Driscoll (1979)和 Hydrosience (1979)。

显著点是, 通常仅仅针对总暴雨事件负荷或者事件平均浓度, 执行校核和验证。与尝试匹配暴雨事件内的详细浓度瞬变相比, 这是更容易的任务。

第3章 地表累积

3.1 引言

子汇水面积中污染物累积的模拟仅仅当 SWMMH 的指数选项用于描述冲刷时是需要的，因为函数取决于存在的累积量（见第4章）。可是，即使当冲刷水质利用事件平均浓度（EMC）或性能曲线选项估计时，为了可以在任何给定暴雨事件中建立去除的污染物最大质量，累积模拟仍旧是有用的。

雨水污染早期研究的最大影响之一，是美国公共工程协会（1969）在芝加哥执行的。作为该项目的一部分，（通过四分之一英寸筛网的）“灰尘”（DD）的街道表面累积，通过结合扫帚和吸尘器清扫计量。针对不同的用地性质和边石长度，测试了累积，且数据根据磅灰尘每干旱日每 100 ft 边石或边沟正规化。这些结果见表 3-1，意味着灰尘累积是时间的线性函数。执行灰尘样本的化学分析，确定四种用地性质的各种成分样本比，得到如表 3-2 所示的结果。

表 3-1 在 Chicago 测试的灰尘（DD）累积

类型	用地性质	磅 DD/干旱日每 100 ft 边石
1	单家庭住宅	0.7
2	多家庭住宅	2.3
3	商业区	3.3
4	工业区	4.6
5	未开发区或公园	1.5

出处：APWA（1969）。

表 3-2 芝加哥四种用地特征的毫克污染物每克灰尘（质量的千分之一）

参数	用地类型			
	单家庭住宅	多家庭住宅	商业区	工业区
BOD5	5.0	3.6	7.7	3.0
COD	40.0	40.0	39.0	40.0
总大肠菌 ^a	1.3×10^6	2.7×10^6	1.7×10^6	1.0×10^6
总 N	0.48	0.61	0.41	0.43
总 PO ₄ （以 PO ₄ 计）	0.05	0.05	0.07	0.03

^a 大肠菌单位为 MPN/克。

出处：APWA（1969）。

根据表 3-1 和 3-2 所示数值，通过将灰尘乘以合适的分数，可以简单计算每一成分的累积（也与时间成线性）。因为 APWA 研究公布在最初 SWMM 项目过程中（1968-1971），它代表了当时的进展，以及线性累积广泛用于最初 SWMM 程序的地表水质例程开发中（Metcalf and Eddy et al., 1971a, Section 11）。Ammon（1979）总结了关于城市地表污染物累积的研究，提出了几种非线性累积关系作为线性化的备选。累积的上限也是可能的。累积和冲刷的几种选项由 Ammon 建议并体现在 SWMM III 中（Huber et al., 1981b）。

当然，整个累积观点实质上忽略了源头产生污染物的物理特性，例如街道路面、车辆、大气降落物、植被、用地性质、残余物、溢冒、防滑化合物和化学品、建设和排水管网。Novotny and Olem (1994)和 Novotny (1995)总结了城市街道表面污染累积过程的经验关系式。Lager et al. (1977)和 James and Boregowda (1985)依次考虑了每一源头，给出了累积速率指南。总之，1960年代和1970年代存在几项研究和大量的数据，由此构成累积关系式，多数为纯经验性的和基于数据的，忽略了产生过程中潜在的物理特性和化学特性。可是，它们表示了什么是可用的，以及 SWMMH 中的模拟技术被设计，为了在启发形式中包容它们。

3.2 控制方程

具有充分的证据，累积是干旱日的非线性函数；Startor and Boyd (1972) 的数据常作为例子引用（图 3-1）。后来 Pitt (图 3-2) 针对 San Jose 的数据说明几乎为线性累积，尽管图中说明了一些最佳拟合直线具有很差的相关系数，范围从 $0.35 \leq R \leq 0.9$ 。（Pitt 的图中没有显示实际数据点。）甚至在像 the San Jose 研究中那样细心地收集数据，分散性（报告中没有说明）是相当大的。于是，最佳函数形式的选择不是很明显。

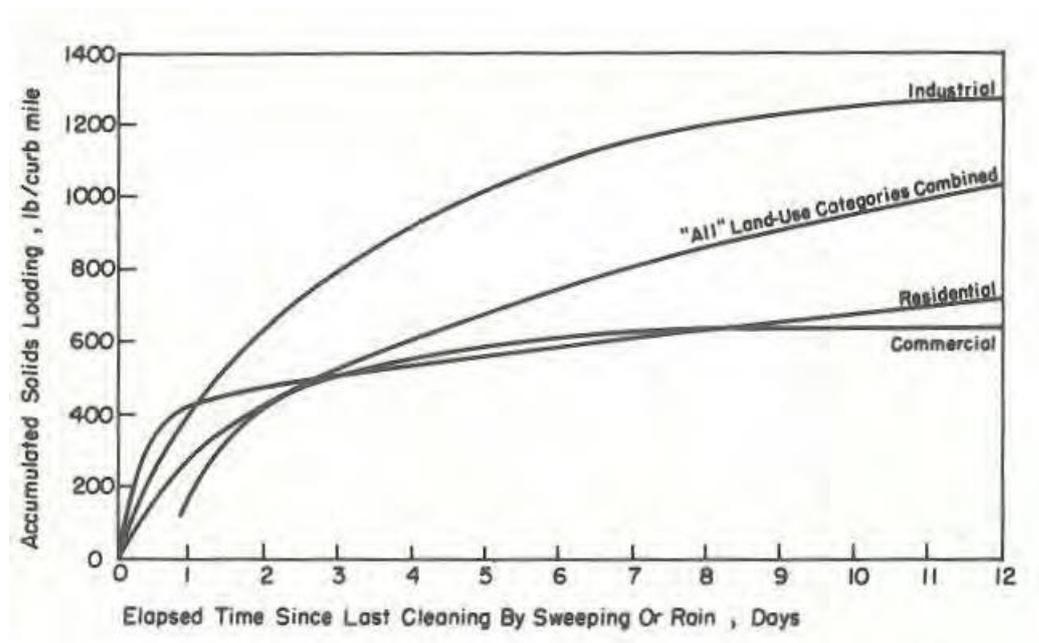


图 3-1 城市街道固体累积与时间的关系 (Sartor and Boyd, 1972)

因为累积数据明显说明，不同的速率用于不同的用地性质；SWMMH 允许针对每一污染物和用地性质的组合，定义不同的累积函数。用于描述水质成分的污染物对象，见前面第 2.3 部分的描述。SWMMH 的用地性质对象用于确定特定类型的用地性质，存储每一 SWMMH 污染物的累积（和冲刷）函数。

用地类型下累积的每一污染物，通过质量每单位子汇水面积或者每单位边石长度描述。对于微生物成分，使用有机体数量而不是质量。正规化的数量选择（面积或边石长度）可以根据污染物和用地性质改变。以下讨论中将关注用于表达累积的单位[B]。

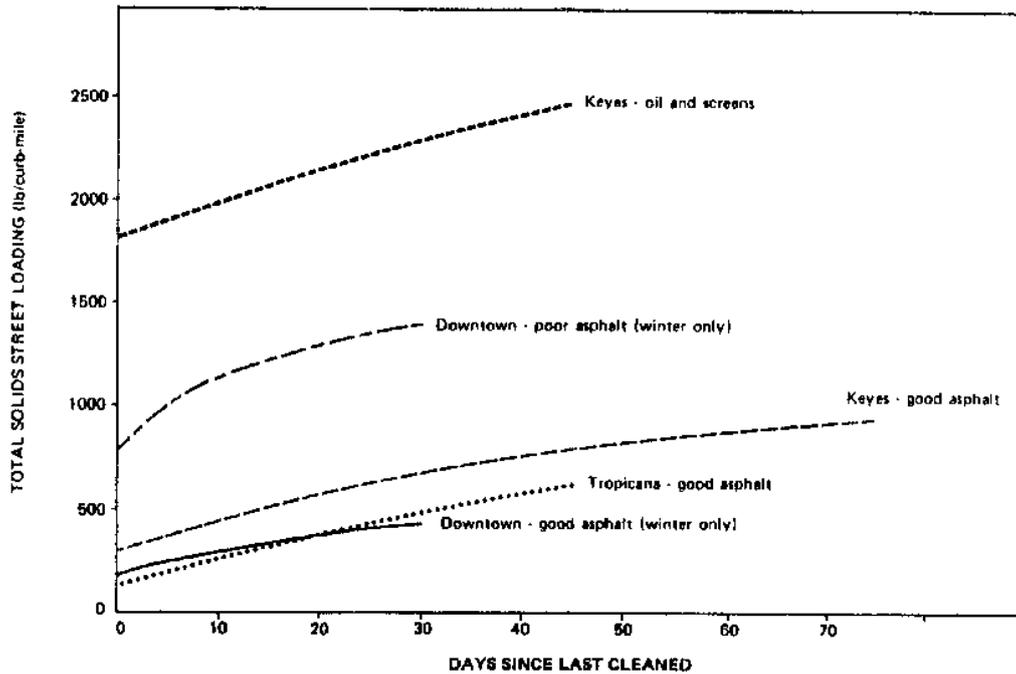


图 3-2 San Jose 的街道固体累积 (from Pitt, 1979)

因为没有明确的函数形式描述污染物随时间的累积，SWMMH 针对成分和用地性质的任意组合，为用户提供了三种不同的函数选项。这些是：

1. 幂函数（其中线性累积是一种特殊情况）；
2. 指数；
3. 饱和。

幂函数累积使累积正比于时间的特定幂，直到达到最大限值，

$$b = \text{Min}(B_{\max}, K_B t^{N_B}) \quad (3-1a)$$

式中

- b ——累积量，[B]；
- t ——累积时间间隔，日；
- B_{\max} ——最大可能累积量，[B]；
- K_B ——累积速率常数，[B]-日^{- N_B} ；
- N_B ——累积时间指数，无量纲

时间指数 N_B 应 ≤ 1 ，以便出现累积随时间增加的下降速率。当 N_B 等于 1 时，得到线性累积函数。

指数累积遵从指数增长曲线，它渐近于最大限值，

$$b = B_{\max} (1 - e^{-K_B t}) \quad (3-1b)$$

式中速率常数 K_B 单位为日⁻¹。

饱和累积开始处于线性速率，持续到随着时间的恒定下降，直到达到饱和数值，

$$b = B_{\max} t / (K_B + t) \quad (3-1c)$$

式中 K_B 为半饱和常数（达到最大累积一半的日期）。

表 3-3 总结了用于每一累积函数的系数意义和单位。以下表达式将特定用地性质的累积质量每单位面积或边石长度转换为总质量

$$m_B = bNf_{LU}$$

式中 m_B ——累积质量；

b ——单位面积或边石长度的质量；

N ——子汇水面积的总面积或总边石长度；

f_{LU} ——特定用地性质的子汇水面积比。

三种函数的形状的比较见图 3-3，利用假想的污染物作为例子，在大约 14 日达到最大累积量 2 kg/ac。指数和饱和函数具有明确的渐近值或上限（本图中的 2 kg/ac）。线性或幂函数累积的上限可能被加强，如果期望。可能容易利用幂函数达到“瞬时累积”，结合 N_B 设为 0，且 K_B 设为 B_{\max} 。这导致在任何暴雨时间开始时可用恒定的累积 B_{\max} 。

表 3-3 累积函数系数的总结

系数	累积函数		
	幂	指数	饱和
B_{\max}	累积限值, [B]	累积限值, [B]	累积限值, [B]
K_B	速率常数, [B] 日 ^{-N_B}	速率常数, 日 ⁻¹	1/2 饱和常数, 日
N_B	时间指数		

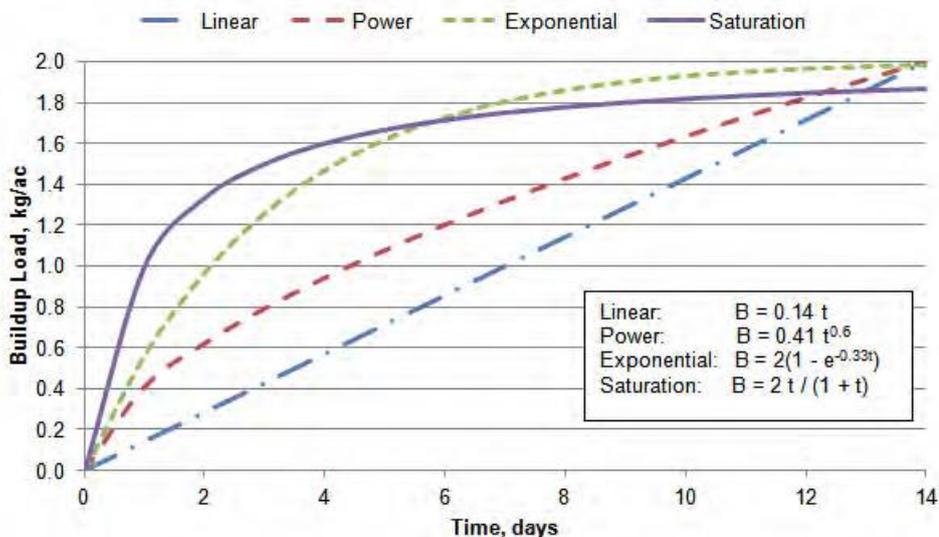


图 3-3 假想污染物的累积公式比较

显然由图 3-3 看出，不同选项可用于完成相同的目标（例如非线性累积）；可根据可用的数据选择拟合的函数形式之一。如果期望一种渐近形式，可以使用指数或饱和选项，取决于参数的广泛容易性。例如，对于指数累积，速率常数 K_B 为熟悉的指数衰减常数。可以从累积与时间的半对数绘图中的坡度获得。作为数值例子，如果它的数值为 0.33 日^{-1} ，那么需要 7 天达到最大累积的 90%，见图 3-3。

对于饱和累积，参数 K_B 解释的半饱和常数，也就是说，累积为最大（渐近）数值一半需要的时间。例如，图 3-3 中饱和曲线的 K_B 为 1 日，对应于累积达到最大数量一半的时间。如果渐近数值 B_{\max} 已知或可以估计，将根据 b 与 $t \times (B_{\max} - b)$ 的绘图，从累积数据获得 K_B 。通常，饱和性是将陡峭上升（事实上针对小的 t 为线性），然后缓慢渐近。

幂函数容易调整，为了组合渐近特征；但是它必须总是最终超过最大数值（如果使用的话）。参数容易从累积与时间的双对数绘图中求得。这是分析数据的常见方式（例如 Miller et al., 1978; Ammon, 1979; Smolenyak, 1979; Jewell et al., 1980; Wallace, 1980）。

当结合雨季的冲刷函数，利用旱季的累积函数时，有用的是知道需要达到给定累积量 b 的 t 的日期数量。通过重新布置公式 3-1 求得，如下：

$$\text{幂累积} \quad t = (b / K_B)^{1/N_B} \quad (3-2a)$$

$$\text{指数累积} \quad t = -\ln(1 - b / B_{\max}) / K_B \quad (3-2b)$$

$$\text{饱和累积} \quad t = bK_B / (B_{\max} - b) \quad (3-2c)$$

注意幂累积中当 $N_B = 0$ 时，那么对于所有时刻 t ，累积 b 为常量值 B_{\max} 。图 3-4 说明了怎样在暴雨事件之间和之后调整累积量。假设 b_0 表示暴雨事件开始时存在的累积量。事件冲刷部分累积量，剩余为量 b_1 。公式 3-2 用于求累积量 b_1 相应的时刻 t_1 。如果在下一场暴雨之前出现长度为 Δt 的干旱时段，那么通过估计时刻 $t_2 = t_1 + \Delta t$ 的累积函数求得可用累积量 b_2 。

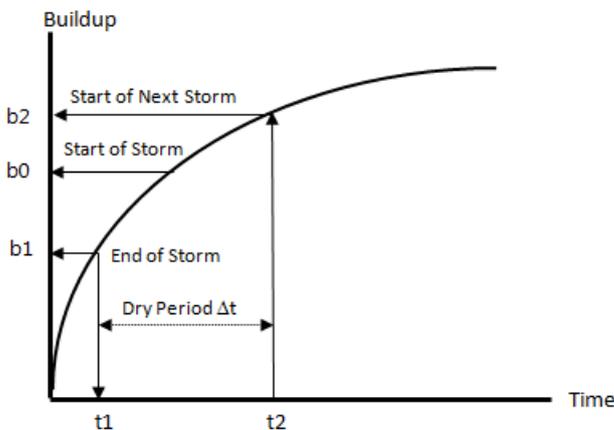


图 3-4 暴雨事件之后累积的估计

3.3 计算步骤

污染物累积计算是作为 SWMMH 径流计算一部分执行的子过程。它们在每一径流时间步长针对每一子汇水面积；在计算完成地表径流时间进行，正如第 I 卷第 3.4 部分描述的。对于每一子汇水面积，以下常数量是已知的：

- A (子汇水面积)；
- L (子汇水面积中的边沟长度 (如果用于正规化累积))；
- f_{LU} (特定用地性质的子汇水面积比)；
- 每一污染物和用地性质组合的 B_{max} , K_B 和 N_B 。

注意污染物累积常数随着用地性质而不是子汇水面积而变。也就是说，如果居民区土地赋以一组累积常数；那么这些常数用于所有子汇水面积的居民区部分。此外可用的是当前时段开始处于子汇水面积中每一用地性质的每一污染物累积量 m_B (质量单位)。在时刻零， m_B 最初以两种方式之一建立：

1. 如果用户指定了整个子汇水面积污染物的初始累积 (作为质量单位面积)，那么初始 m_B 等于累积乘以特定用地性质的面积。

2. 否则结合公式 3-1, 使用用户提供的前提干旱天数, 确定单位面积 (或单位边石长度) 的初始累积；将结果乘以对应土地利用的面积 (或边石长度)，获得初始质量 m_B 。

更新单一时间步长子汇水面积内特定污染物--用地性质组合的计算步骤为：

1. 如果径流速率大于 0001 in/hr, 那么时间步长假设属于雨季事件, 不会出现累积叠加 (根据产生的冲刷量, 累积实际上将减少, 见后面第 4 章的描述)。

2. 如果仅仅当降雪存在且当前雪深小于 0.01 英寸时指定污染物累积, 那么不会发生累积叠加。

3. 如果累积关于面积正规化, 将总累积质量 m_B 转换为正规化质量 b , 通过将它除以 $f_{LU}A$; 或者如果关于边石长度正规化, 将它除以 $f_{LU}L$ 。

4. 将公式 3-2 用于求对应于正规化累积 b 的时刻 t 。

5. 将当前径流时间步长的长度添加到 t , 并将公式 3-1 中的数值用于求 b 的更新数值。

6. 将新的正规化累积 b 重新转换为总质量 m_B , 通过将它乘以正规化因子 ($f_{LU}A$ 或 $f_{LU}L$)。

针对每一子汇水面积内的每一用地性质, 该过程将产生径流时间步长末的污染物质量累积 m_B 的新集合。这些累积量然后用于计算当出现下一湿润时段的冲刷负荷 (见第 4 部分描述)。

3.4 街道清洁

多数城市区域执行的街道清洁, 是为了控制固体和灰尘沿着街道边沟沉积。尽管已经假设街道清洁对城市径流的水质具有有益效果, 直到最近, 具有很少数据可用于量化该效应。除非在每日基础上执行, EPA 全国城市径流程序 (NURP) 研究, 发现街道清洁通常具有很少的径流水质改善 (EPA, 1983b)。另一方面, 最近的研究说明, 清洁设备的技术进步可以产生更好的结果 (Sutherland and Jelen, 1997)。

精心组织的研究可能是 Pitt (1979, 1985) 的那些, 其中街道表面负荷被细心监视, 结合径流水质, 为了确定街道清洁的有效性。在 San Jose, California, Pitt (1979) 发现, 光滑沥青表面

的经常性街道清洁（每日一次或两次）可以去除城市径流中多达 50% 的总固体和重金属量。更加典型的每月一次或者两次的清洁程序下，去除了低于 5% 的这些污染物。密集街道清洁不可能有效控制径流中的有机物和营养物质--通常低于 10% 的去除率，甚至针对每日清洁。这是因为在暴雨中，后者为来自街道之外区域的径流和冲刷。在 Bellevur, Washington, Pitt (1985) 得到了类似结论，径流中污染物去除的最大有效性大约为 10%。

街道清洁的去除有效性取决于许多因素，例如清扫器类型，是否包括冲洗，停靠的车辆，总固体数量，考虑的成分，以及降雨事件的相对频率。显然，如果街道清扫相关于降雨事件，不经常执行；将是没有效果的。几种成分的去除效率见表 3-4 (Pitt, 1979)。显然对于作为颗粒的成分，效率更显著。

SWMMH 允许给定用地性质面积内通过街道清扫操作，降低污染物的累积。通过用户提供的以下参数集合，考虑该降低：

- SS₁——街道清扫操作开始时的一年内月/日；
- SS₂——街道清扫操作结束时的一年内月/日；
- SSI——给定用地性质的街道清况之间天数；
- SSO——自从用地性质在模拟开始后最后清扫以后的天数；
- SSA——用地性质内可通过清扫去除的累积比；
- SSE——给定用地性质内可通过清扫去除的污染物可用累积比。

可用性因子 SSA，试图考虑实际上是“可清扫的”土地利用面积比。对于整个研究面积，提供 SS₁ 和 SS₂ 数值的简单集合；针对研究面积内的每一用地性质类型，提供 SSI, SSO 和 SSA 数值的；以及针对污染物和用地类型的每一组合，提供 SSE 数值。

如果当前时间步长的日期落在 SS₁ 和 SS₂ 之内，那么从第 3.3 部分的前面步骤求得的累积 m_B （针对指定污染物和用地性质），修改如下：

1. 如果当前降雨高于 0.001 in/hr，或者在子汇水面积的可除雪不渗透面积中降雪超过 0.05 英寸，或者 SSI 设置为零，那么不会清扫。
2. 如果当前日期和最后一次清扫用地性质的日期之间的时间小于 SSI，那么没有清扫。
3. 否则针对每一用地的污染物，设置 $m_B = m_B(1 - SSA \cdot SSE)$ ；并设置用地最后一次清扫日期为当前日期。

3.5 参数估计

累积函数或参数值（这些为污染物和用地指定的）没有可以普遍应用的简单选项。尽管来自文献的数据有助于确定代表性估计，对于问题场地收集的现场数据没有替代品。以下介绍了主要来自 1970 年代或之前研究的累积数据源。

前面提到的 1969 年 APWA 研究 (APWA, 1969) 具有几项工作，称作 AVCO (1970) (报告的数据来自 Tulsa, Oklahoma), Sartor and Boyd (1972) (报告数据断面来自十个美国城市)，以及 Shaheen (1975) (报告数据针对 Washington, DC 地区的公路)。Pitt and Amy (1973) 在 Sartor and Boyd (1972) 研究之后，结合了同样十座城市街道表面中的重金属分析。随后，Pitt (1979) 报告了在 San Jose 收集到针对街道表面和径流的广泛数据。早期研究的缺点是，难以从它们得出，关于街道表面累积和雨水浓度之间的关系式；因为这两者很少是同时测试的。

表 3-4 各种街道清洁程序中来自街道清扫器路径的去除效率 (Pitt, 1979)

街道清洁程序和街道表面负荷条件	总固体	BOD ₅	COD	KN	PO ₄	杀虫剂	Cd	Sr	Cu	Ni	Cr	Zn	Mn	Pb	Fe
真空街道清扫器 20-200 lb/英里边石总固体															
1 通口	31	24	16	26	8	33	23	27	30	37	34	34	37	40	40
2 通口	45	35	22	37	12	50	34	35	45	54	53	52	56	59	59
3 通口	53	41	27	45	14	59	40	48	52	63	60	59	65	70	68
真空街道清扫器 200-1,000 lb/英里边石总固体															
1 通口	37	29	21	31	12	40	30	34	36	43	42	41	45	49	59
2 通口	51	42	29	46	17	59	43	48	49	59	60	59	63	68	68
3 通口	58	47	35	51	20	67	50	53	59	68	66	67	70	76	75
真空街道清扫器 1,000-10,000 lb/英里边石总固体															
1 通口	48	38	33	43	20	57	45	44	49	55	53	55	58	62	63
2 通口	60	50	42	54	25	72	57	55	63	70	68	69	72	79	77
3 通口	63	52	44	57	26	75	60	58	66	73	72	73	76	83	82
机械街道清扫器 180-1,800 lb/英里边石总固体															

1 通口	54	40	31	40	20	40	28	40	38	45	44	43	47	44	49
2 通口	75	58	48	58	35	60	45	59	58	65	64	64	64	65	71
3 通口	85	69	59	69	46	72	57	70	69	76	75	75	79	77	82
冲洗器	30	(a)													
机械街道清洗器之后 冲洗器	80	(b)													
(a) 15-40% 估计 (b) 35-100% 估计 * 这些去除数值假设所有污染物将在清洗器路径之内 (距离边石 0 到 8 ft.)															

Amy et al. (1974)提供了 1974 年的可用数据总结; Lager et al. (1977)提供了 1977 年的类似总结, 没有通过 Amy et al.给出的广泛数据表格。可能地表累积和污染物分数数据的最广泛总结, 是由 Manning et al. (1977)提供, 其中也讨论了取样和测试的许多问题和方面。例如, 一些数据通过清扫获得, 另一些通过冲洗; 对于每一方法, 颗粒尺寸特征和街道表面去除程度是不同的。后面介绍 Manning et al. (1977)的一些结果。地表累积数据的收集, 有些非直接性得来自负荷函数的参考, 包括 McElroy et al. (1976), Heamey et al. (1977)和 Huber et al. (1981a)。很遗憾, 自从 1970 年代看上去没有研究, 已经直接了测试污染物累积。

Manning et al. (1977)可能具有线性累积速率的最佳总结; 这些见表 3-5。可能注意到在三种不同研究之间灰尘累积显著变化。单个成分累积可能直接来自表格中的数值, 或者作为灰尘的分数(模拟为污染物)的计算, 利用随后描述的“协同污染物和协同分数”选项。显然, 尽管已经取样了大量成分, 根据多数的用地性质可以做出很少的区分。

作为例子, 假设灰尘(DD)模拟为协同污染物, 数值来自商业用地, 以及来自表 3-5 中的“所有数据”行。因为数据给出为 $1b \cdot \text{边石} \cdot \text{英里}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$, 假设为线性累积, 以及对于商业用地, DD 累积(所有数据的平均)为 $116 \text{ lb}/(\text{边石} \cdot \text{英里} \cdot \text{日})$ 。从磅转换为毫克($453,592 \text{ mg}/\text{lb}$)和英里为 1000-ft ($5.28 \text{ 1000-ft}/\text{mi}$), 得到公式 3-1a 中的 $K_B = 9.97 \times 10^6 \text{ mg}/1000\text{-ft} \cdot \text{日}$, 当然 $N_B = 1$ 。表中具有可用的成分分数。例如, BOD_5 作为 DD 的分数, 对于商业用地, 将为 $7.19 \text{ mg}/\text{g}$ (或 0.00719 , 作为 SWMMH 协同分数); 总磷为 $0.06 \text{ mg}/\text{g}$, Hg 为 $0.00002 \text{ mg}/\text{g}$, 以及粪大肠菌为 $36,900 \text{ MPN}/\text{g}$ ($36.9 \text{ MPN}/\text{mg}$ 作为 SWMMH 输入协同分数)。可以对每一成分计算直接负荷速率作为备选。例如, 对于 BOD_5 , 线性累积速率将等于 $9.97 \times 10^6 \cdot 0.00719 = 3,800 \text{ mg}/(1000\text{-ft} \cdot \text{边石} \cdot \text{日})$ 。

必须再次强调, 表 3-5 的一般化累积数据仅仅是信息性的, 从来不能够替代当地取样, 或者甚至利用测试浓度的校核。但它们可作为校核的初步尝试数值。该方面重要的是指出, 通过 SWMMH 累积--冲刷算法计算的浓度和负荷, 通常线性正比于累积速率。如果暴雨开始处具有两倍的量可用, 浓度和负荷通常将加倍。可能结合线性累积参数最为容易校核, 但是它取决于需要达到的限制累积速率, 即 B_{max} 。如果在最大暴雨期间达到限值, 使用它的校核也将具有几乎针对浓度和负荷的线性效应。

表 3-5 线性灰尘累积速率和污染物分数的全国性数据 (after Manning et al., 1977)

污染物		用地类型				所有数据
		单家庭住宅	多家庭住宅	商业	工业	
灰尘累积量 kg/curb-km/ day						
Chicago ⁽¹⁾	平均	10	31	51	92	44
	范围	5-27	17-43	80-151	80-151	5-15
	N	60	93	126	55	334
Washington ⁽²⁾	平均	-	-	38	-	38
	范围	-	-	10-103	-	10-103
	N	-	-	22	-	22
Multi-City ⁽³⁾	平均	51	44	13	81	49
	范围	1-268	2-217	1-73	1-423	1-423
	N	14	8	10	12	44
所有数据	平均	17	32	47	90	45

	范围	1-268	2-217	1-103	1-423	1-423
	N	74	101	158	67	400
BOD g/kg	平均	5.26	3.37	7.19	2.92	5.03
	范围	1.72-9.43	2.03-6.32	1.28-14.54	2.82-2.95	1.29-14.54
	N	59	93	102	56	292
COD g/kg	平均	39.25	41.97	61.73	25.08	46.12
	范围	18.30-72.80	24.6-61.3	24.8-498.41	23.0-31.8	18.3-498.41
	N	59	93	102	38	292
总 N-N (mg/kg)	平均	460	550	420	430	480
	范围	325-525	356-961	323-480	410-431	323-480
	N	59	93	80	38	270
凯氏 N (mg/kg)	平均	-	-	640	-	640
	范围	-	-	230-1,790	-	230-1,790
	N	-	-	22	-	22
NO ₃ (mg/kg)	平均	-	-	24	-	24
	范围	-	-	10-35	-	10-35
	N	-	-	21	-	21
NO ₂ -N (mg/kg)	平均	-	-	0	-	15
	范围	-	-	0	-	0
	N	-	-	15	-	15
总 P (mg/kg)	平均	-	-	170	-	170
	范围	-	-	90-340	-	90-340
	N	-	-	21	-	21
PO ₄ -P (mg/kg)	平均	49	58	60	26	53
	范围	20-109	20-73	0-142	14-30	0-142
	N	59	93	101	38	291
氯 (mg/kg)	平均	-	-	220	-	220
	范围	-	-	100-370	-	100-370
	N	-	-	22	-	22
石棉纤维 /kg	平均	-	-	126×10 ⁶	-	126×10 ⁶
	范围	-	-	0-380×10 ⁶	-	0-380×10 ⁶
	N	-	-	16	-	16
银(mg/kg)	平均	-	-	200	-	200
	范围	-	-	0-600	-	0-600
	N	-	-	3	-	3
砷(mg/kg)	平均	-	-	0	-	0
	范围	-	-	0	-	0
	N	-	-	3	-	3
钡(mg/kg)	平均	-	-	38	-	38
	范围	-	-	0-80	-	0-80
	N	-	-	8	-	8
镉(mg/kg)	平均	3.3	2.7	2.9	3.6	3.1
	范围	0-8.8	0.3-6.0	0-9.3	0.3-11.0	0-11.0
	N	14	8	22	13	57

铬(mg/kg)	平均 范围 N	200 111-325 14	180 75-325 8	140 10-430 30	240 159-335 13	180 10-430 65
铜(mg/kg)	平均 范围 N	91 33-150 14	73 34-170 8	95 25-810 30	87 32-170 13	90 25-810 65
铁(mg/kg)	平均 范围 N	21,280 11,000-48,0 00 14	18,500 11,000-25,0 00 8	21,580 5,000-44,000 10	22,540 14,000-43, 000 13	21,220 5,000-48,000 45
汞(mg/kg)	平均 范围 N	- - -	- - -	0.02 0-0.1 6	- - -	0.02 0-0.1 6
锰(mg/kg)	平均 范围 N	450 250-700 14	340 230-450 8	380 160-540 10	430 240-620 13	410 160-700 45
镍(mg/kg)	平均 范围 N	38 0-120 14	18 0-80 8	94 6-170 30	44 1-120 13	62 1-170 75
铅(mg/kg)	平均 范围 N	1,570 220-5,700 14	1,980 470-3,700 8	2,330 0-7,600 29	1,590 260-3,500 13	1,970 0-7,600 64
铈(mg/kg)	平均 范围 N	- - -	- - -	54 50-60 3	- - -	54 50-60 3
硒(mg/kg)	平均 范围 N	- - -	- - -	0 0 3	- - -	0 0 3
锡(mg/kg)	平均 范围 N	- - -	- - -	17 0-50 3	- - -	17 0-50 3
锶(mg/kg)	平均 范围 N	32 5-110 14	18 12-24 8	17 7-38 10	13 0-24 13	21 0-110 45
锌(mg/kg)	平均 范围 N	310 110-810 14	280 210-490 8	690 90-3,040 30	280 140-450 13	470 90-3,040 65
粪链球菌 No./gram	Geo. 平均 范围 N	- - -	- - -	370 44-2,420 17	- - -	370 44-2,420 17
粪大肠菌 No./gram	Geo. 平均 范围	82,500 26-130,000	38,800 1,500-10 ⁶	36,900 140-970,000	30,700 67-530,000	94,700 26-1,000,000

	N	65	96	84	42	287
总大肠菌 No./gram	Geo. 平均 范围	891,000 25,000-3,00 0,000	1,900,000 80,000-5,60 0,000	1,000,000 18,000-3,500, 000	419,000 27,000-2,6 00,000	1,070,000 18,000-5,600,0 00
	N	65	97	85	43	290

第 4 章 地表冲刷

4.1 引言

冲刷是径流时段内子汇水面积地表成分的侵蚀和溶解的过程。如果水深超过数毫米，侵蚀可通过沉积物迁移理论描述，其中沉积物的质量流量正比于流动和底部切应力，并将临界切应力用于确定留在河渠底部剩余颗粒的启动运动（Graf, 1971; Vanoni, 1975）。这样的机制可用在渗透面积以及街道边沟和较大的渠道。可是对于薄的地表漫流，降雨能量也可以引起颗粒剥离和运动。该效应通常包含在渗透面积侵蚀的预测方法中（Wischmeier and Smith, 1958; Haan et al., 1994; Bicknell et al., 1997），也可用于不渗透表面的冲刷；尽管后一情况中，必须考虑物质有限供应（累积）的效应。

4.2 控制方程组

Ammon (1979)回顾了针对城市径流冲刷的几种理论方法；得出尽管基于沉积物迁移的理论是吸引人的，通常在实际中是不充分的；因为缺乏参数（例如切应力）估计的数据，对时间步长和离散化的敏感性；以及因为较简单的方法通常也很好工作（仍旧结合一些理论基础）；通常能够复制观测到的冲刷现象。因此 SWMMH 为了表示污染物冲刷，包含了经验模型的三种不同选项：指数冲刷，性能曲线冲刷和时间平均浓度（EMC）冲刷。

4.2.1 指数冲刷

污染物冲刷特征最经常引用的结果是 Sartor and Boyd (1972)的那些，见图 4-1；其中成分利用洒水系统从街道冲刷。由该图看出，为了描述冲刷形式，可以建立指数关系：

$$W(t) = m_B(0)(1 - e^{-kt}) \quad (4-1)$$

式中 W ——时刻 t 被冲刷成份的累积质量；

$m_B(0)$ ——时刻 0 处地表成分的初始质量；

k ——系数。

显然系数 k 为颗粒尺寸和径流量的函数。Sartor and Boyd (1972)数据通过 Ammon (1979)分析说明， k 随着径流量增加，正如期望的；并随颗粒尺寸减小。

Sartor and Boyd 数据将可信度借用到 SWMMH 最初版本中的冲刷假设（以及直到目前的所有版本），任何时刻的冲刷速率 w （例如 mg/hr）正比于剩余的污染物累积量：

$$w = \frac{dm_B}{dt} = -km_B \quad (4-2)$$

冲刷 t 时间后地表剩余累积量 B 为：

$$m_B(t) = m_B(0)e^{-kt} \quad (4-3)$$

该关系式在 SWMM 的最初开发中由 Metcalf and Eddy 的咨询专家 Allen J. Burdoin 先生提出。假设系数 k 正比于径流速率，估计为：

$$k = K_w q \quad (4-4)$$

式中 K_w ——冲刷系数 (in^{-1})；

q ——子汇水面积的径流速率 (in/hr)。

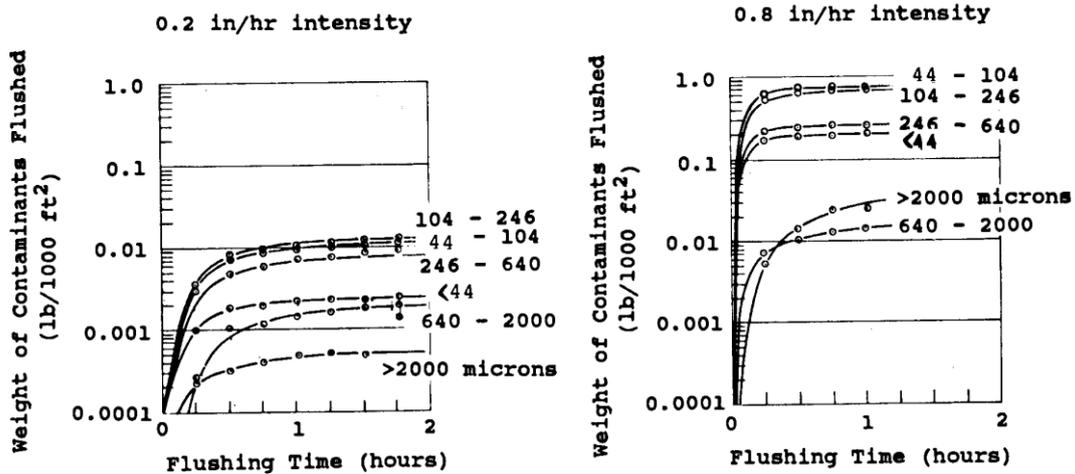


图 4-1 结合洒水系统的街道固体冲刷 (from Sartor and Boyd, 1972)

Burdoin 假设一小时中二分之一英寸总径流量将冲刷 90% 的初始地表负荷，导致现在 K_w 的熟悉 (SWMMH 建模中) 数值 4.6 in^{-1} 。(强度的实际时间部分不影响 K_w 的计算)。根据作者知识，没有直接的措施验证该假设，通常被这样采用。

Sonnen (1980) 根据沉积物迁移理论估计 K_w 数值范围 $0.052-6.6 \text{ in}^{-1}$ ，随着颗粒直径降低，降雨强度降低并随着汇水面积降低而增加。他指出，与多数计算值相比， 4.6 in^{-1} 是较大的。尽管公式 4-2 和 4-3 的指数冲刷公式不是完全满意，正如以下解释的；它已经通过 Nakamura (1984a, 1984b) 实验验证，也说明系数 k 取决于坡度、径流速率和累积径流容积。

发现最初指数冲刷公式没有充分拟合一些数据 (Huber and Dickinson, 1988)，因为使 k 线性取决于径流量 q ，总是产生下降的冲刷浓度，作为时间的函数。为了看到这个，将 (4-4) 代入 (4-2)，并将质量速率 w 转换为浓度，通过除以容积径流量 qA ，式中 A 为子汇水面积：

$$c = \frac{\left(\frac{dm_B}{dt}\right)}{qA} = \frac{K_w q m_B}{qA} = \frac{K_w m_B}{A} \quad (4-5)$$

于是浓度 c 将持续减小，随着剩余 m_B 随着时间的减小。为了避免该特征，(4-4) 中的关系式修改为：

$$k = K_w q^{N_w} \quad (4-6)$$

式中 N_w ——冲刷指数。

指数冲刷的结果方程现在变为：

$$w = K_w q^{N_w} m_B \quad (4-7)$$

结合单位质量/小时。

4.2.2 性能曲线冲刷

自然汇水面积和河流中，理论和数据支持了结果：沉积物的负荷速率正比于流量的特定幂。例如，来自河流的沉积物数据可以通过沉积物性能曲线描述，形式为

$$w = K_w Q^{N_w} \quad (4-8)$$

式中 w ——沉积物负荷速率（质量/秒）；

Q ——流量（cfs）；

K_w 和 N_w ——系数。

由于滞后效应，这样的关系是可以在洪水波的通过过程中变化，但是函数形式在许多河流中是明显的，例如 Vanoni (1975), pp.220-225, Graf (1971), pp.234-241, 以及 Simons and Senturk (1977), p.602。当然与地表漫流冲刷的相关性，为描述来自汇水面积产生沉积物的类似关系式，例如 Vanoni (1975), pp.472-481。

注意公式 4-8 类似于指数冲刷函数 4-7。公式 4-7 中累积量 m_B 的存在，反映了事实：大体上不渗透城市区域冲刷的沉积物总量，可能局限于旱季累积量。自然汇水面积和河流公式 4-8 的推导，通常没有源头限制。

也注意到用于两个方程的径流量形式是不同的。指数冲刷采用在总子汇水面积中正规化的径流量 q （英寸/hr），（渗透和不渗透面积）。性能曲线冲刷利用了总子水面积 A （英亩）分数 f_{LU} 中的容积径流量 Q （cfs），致力于被分析的土地利用。即，

$$Q = q f_{LU} A \quad (4-9)$$

如果期望限制可以冲刷的总质量，性能曲线方法可以结合成分累积。否则，在连续模拟过程的暴雨之间没有累积，也没有测试，象街道清扫具有的任何效应那样。成分将通常仅仅根据流量计算。

如果使用性能曲线模拟累积时，可以去除的最大量为暴雨之前的累积量。它将具有效应，仅仅如果达到该限值，在该时刻负荷和浓度将突然降至零。它们没有再次假设为非零数值，直到旱季时间步长允许累积时。如果达到累积限值，街道清扫将发挥作用。

仅仅当总径流容积和污染物负荷可用于校核时，才容易采用性能曲线方法。

4.2.3 EMC 冲刷

作为 NPDES 雨水许可的一部分，以及作为许多专门研究的结果；具有大量可用于雨水的当地时间平均浓度（EMC）数据源。EMC 数值通常通过流量和时间加权成分样本的实验室分析测试。EMCs 通常为唯一可用的样本，为了根据实验室成本保存，将涉及沿着暴雨量过程线的几个点测试，尽管最近的、内部事件样本尤其是有价值的。作为实际事项，EMCs 为最常用的参数，用于估计 SWMMH 和多数其他模型中面源水质负荷。EMC 冲刷函数形式为：

$$w = K_w q f_{LU} A \quad (4-10)$$

式中 K_w ——EMC 浓度，表示为与流量相同的容积单位（例如，如果 EMC 为 mg/L，流量为 cfs；那么 $K_w = \text{EMC} \times 28.3 \text{ L/ft}^3$ ）。

正如性能曲线冲刷， $q f_{LU} A$ 为用于被分析用地性质中的总径流比。结合 EMC 冲刷，所有暴雨将具有一致性暴雨内的冲刷浓度。负荷速率仅仅正比于径流量中的变化。

4.2.4 模型比较

表 4-1 列出了三种不同冲刷模型的冲刷系数 K_w 单位，假设污染物质量单位为毫克。注意对于指数冲刷，冲刷速率 w 的单位为质量/hr；对于其他两种函数，为质量/sec。也注意到用于冲刷公式的径流量，无论 q 还是 Q ，是在不渗透和渗透子面积之间任何内部演算之前，根据整个子汇水面积计算的径流（内部径流演算的更多细节，见第 I 卷）。SWMMH 报告给用户的实际离开子水面积的径流量，当使用内部演算选项时，将总是较小的数值。

表 4-1 不同冲刷模型的冲刷系数 K_w 计量单位

模型（冲刷单位）	公制单位（流量，cms）	美制单位（流量，cfs）
指数（mg/hr）	$(\text{mm/hr})^{-N} w \text{ hr}^{-1}$	$(\text{in/hr})^{-N} w \text{ hr}^{-1}$
性能曲线（mg/sec）	$(\text{mg/sec})(\text{cms})^{-N} w$	$(\text{mg/sec})(\text{cfs})^{-N} w$
EMC（mg/sec）	mg/m^3	mg/ft^3

针对一英亩汇水面积上污染物的初始累积量 20 lbs，受制于 2 英寸、6 小时暴雨，结合三角形径流量过程线，图 4-2 比较了三种不同冲刷函数的径流污染过程线形状。为了使得函数具有可比性，选择它们的系数，以便暴雨去除 45% 的初始累积量。结果系数值为：

函数	K_w	N_w
指数	$0.45(\text{in/hr})^{-1.5}(\text{hr})^{-1}$	1.5
性能曲线	$850(\text{mg/sec})(\text{cfs})^{-1.5}$	1.5
EMC	$2.0\text{mg/L} \times 28.3 \text{ L/ft}^3$	-

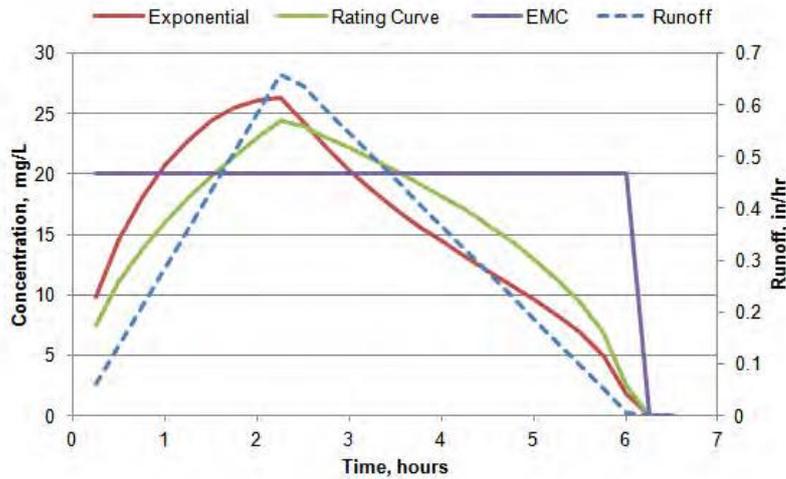


图 4-2 冲刷函数的比较

可能的是，估计性能曲线冲刷的 K_W ，将产生与指数冲刷的类似结果，通过将指数 K_W 乘以平均累积量；并从质量/hr 转换为质量/sec。因此对于该例子，假设事件中平均累积量为 15 lb，结果为：

$$K_{W,RC} = 0.45 \times 15 \text{ lb} \times 454000 \text{ (mg/lb)} \times (1/3600) \text{ (hr/sec)} \approx 850$$

通过试算，为了达到目标为去除 45% 的初始累积量，选择指数 K_W 数值 0.45。

4.2.5 湿沉降和径流流入

除了旱季沉积的成分冲刷，子汇水面积径流也可以包含通过直接径流以及通过从上游子汇水面积的径流流入贡献的污染物负荷。来自这两股流量的瞬时负荷速率不可能简单叠加到前面描述的冲刷函数计算负荷，因为它们首先必须通过子汇水面积表面积水的容积演算（它可能很浅）。SWMMH 怎样将非线性水库模型用于描述地表径流，见第 I 卷。与处理来自直接降雨和径流流入的流量方式一致，这些污染物流与积水的当前含量完全混合，为了根据这些源头求得污染物质量，在整个计算时间步长内离开地表积水，执行质量平衡。该质量通量添加到来自冲刷函数计算的质量通量，获得总冲刷量。

图 4-3 说明了这两种流量计算方法，为了处理来自污染物累积和降雨/径流流入的冲刷。接受了上游径流流入和直接沉积，污染物的质量平衡和来自地表积水的冲刷容积，可以写为：

$$\frac{d(V_{ponded} C_{ponded})}{dt} = Q_{runon} C_{runon} + Q_{ppt} C_{ppt} - C_{ponded} (Q_{infil} + Q_{out}) \quad (4-11)$$

$$\frac{dV_{ponded}}{dt} = Q_{runon} + Q_{ppt} - Q_{infil} - Q_{evap} - Q_{out} \quad (4-12)$$

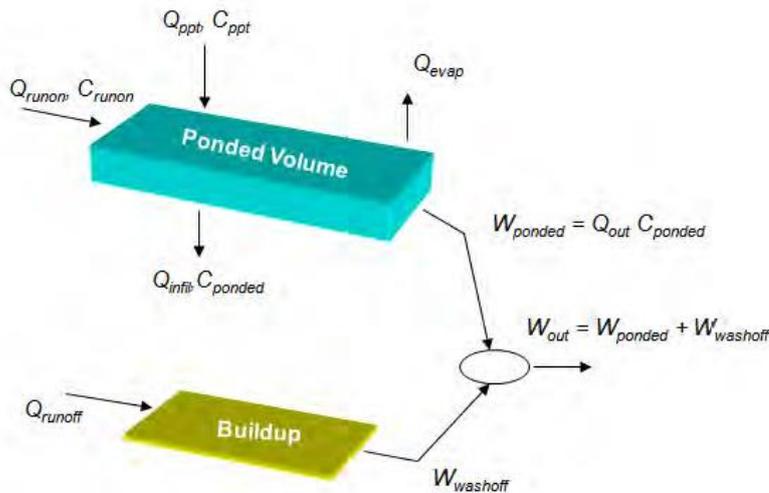


图 4-3 模拟污染物冲刷的双流方法

变量定义如下：

- V_{ponded} ——子汇水面积积水容积 (ft^3)；
- C_{ponded} ——积水污染物浓度 (mg/L)；
- Q_{runon} ——子汇水面积径流流入量 (cfs)；
- C_{runon} ——径流流入的污染物浓度 (mg/L)；
- Q_{ppt} ——降水速率 (cfs)；
- C_{ppt} ——降水中污染物浓度 (mg/L)；
- Q_{infil} ——下渗速率 (cfs)；
- Q_{evap} ——蒸发速率 (cfs)；
- Q_{out} ——离开子汇水面积的径流量 (cfs)。

注意如下：

1. 公式 4-11 和 4-12 用于作为整体的子汇水面积，不是分离的不渗透和渗透子面积。
2. 通过乘以子汇水面积，降水、下渗和蒸发速率已经从它们更惯用的单位英寸/hr 转换成 cfs 。
3. 忽略成分，下渗去除了一定量的质量。
4. 蒸发去除了容积但没有引起 C_{ponded} 增加的质量。
5. Q_{out} 为离开子汇水面积的总径流量。如果采用了子面积之间的内部演算，它可以低于用于累积冲刷函数的 Q_{runoff} 。
6. 求解的唯一未知量为 C_{ponded} ，因为所有流量和容积是已知的，来自冲刷分析之前完成的径流计算。

$W_{washoff}$ 为获得的总冲刷速率，通过加和每一用地中累积量计算的冲刷速率 w 。来自积水表面蓄水的径流负荷 W_{ponded} 为 $Q_{out}C_{ponded}$ 。离开子汇水面积面积的总质量流量 W_{out} 为 $W_{washoff} + W_{ponded}$ 。最后，子汇水面径流中的污染物浓度为 W_{out}/Q_{out} 。

注意该方法需要保持模拟中跟踪的状态变量额外集合，即每一子汇水面积中每一污染物的积水质量 ($m_p = V_{\text{ponded}}C_{\text{ponded}}$)。

4.2.6 BMP 去除

冲刷和积水污染物负荷均通过利用 BMP 去除因子减掉。该因子意味着一些假设最佳管理实践 (BMP) 将去除地表径流污染物。这些 BMPs 的例子有植草沟、地表漫流和滨水缓冲带。这些实践的典型去除率见表 4-2。

表 4-2 植草沟和滤草带的去除百分率

成分	植草沟	滤草带
总氮	0-25	20-60
总磷	29-45	20-60
悬浮固体	60-83	20-80
重金属	35	20-80

出处：ASCE (2001)。

每一污染物和用地类型对应了不同的 BMP 去除因子。对于给定子汇水面积每一用地中的每一污染物，它们用于计算各自的冲刷速率：

$$W_{\text{washoff}} = \sum_j w_{jp} (1 - R_{jp}) \quad 4-13$$

式中 W_{washoff} ——子汇水面积上污染物 p 累积的总冲刷速率 (质量/sec)；

w_{jp} ——子汇水面积中用地性质 j 、污染物 p 的冲刷速率；

R_{jp} ——用地性质 j 、污染物 p 的 BMP 去除因子。

对于来自整个子汇水面积 (以及因此所有用地性质) 的降雨/径流流入污染物负荷，使用面积加权平均去除因子：

$$R_{\text{avg},p} = \sum_j R_{jp} A_j / \sum_j A_j \quad 4-14$$

式中 A_j ——子汇水面积中用地 j 的面积。

于是子汇水面积中污染物 p 的 W_{ponded} 变为：

$$W_{\text{ponded}} = Q_{\text{out}} C_{\text{ponded}} (1 - R_{\text{avg},p}) \quad 4-15$$

式中 Q_{out} 和 C_{ponded} 是指感兴趣的污染物和子汇水面积的相应值。

4.3 计算步骤

污染物冲刷计算为 SWMMH 径流计算一部分执行的子过程。它们在第 I 卷第 3.4 部分描述的地表径流计算之后，针对每一子汇水面积的每一径流时间步长做出。它们遵从三步骤的过程，首先计算每一成分由于地表累积冲刷的负荷速率；然后添加来自降雨/径流流入的负荷速率；最后将总负荷速率除以径流量，获得离开子汇水面积径流中的成分浓度。

4.3.1 来自累积的冲刷负荷

首先该阶段计算来自干沉降累积冲刷的每一污染物质量流量。以下量针对当前长度为 Δt 的时间步长开始处，每一子汇水面积、污染物和用户定义的用地性质，应是已知的：

- K_w, N_w ——每一污染物-用地性质组合的冲刷系数；
- R_{jp} ——每一污染物--用地性质组合的 BMP 去除因子；
- A ——子汇水面积（英亩）；
- f_{LUj} ——每一用地 j 占据的子汇水面积比；
- q ——任何内部重新演算之前单位面积的径流量（in/hr）；
- m_{Bjp} ——子汇水面积每一用地面积 j 中每一污染物 p 的累积质量。

根据当前时间步长处特定子汇水面积上污染物累积计算冲刷速率的步骤为：

1. 将整个子汇水面积中每一污染物的冲刷速率 $W_{washoff,p}$ 初始化为 0。
2. 对于每一污染物 p 和用地性质 j 的组合，完成以下：
 - a. 如果径流速率 q 小于 0.001 in/hr，或如果累积量被模拟且它的当前数值为零；那么冲刷速率 $w_{jp} = 0$ 。
 - b. 否则将合适的冲刷函数（式 4-7，4-8 或 4-10）用于求每一污染物和用地性质的冲刷速率 w_{jp} 。对于性能曲线和 EMC 函数，采用流量 $Q = qf_{LUj}A$ 。
 - c. 减去时间步长内冲刷量的累积： $m_{Bjp} = m_{Bjp} - w_{jp}\Delta t$ 。
 - d. 通过 BMP 去除因子，减去冲刷速率： $w_{jp} = w_{jp}(1 - R_{jp})$ 。
 - e. 将该用地的冲刷速率添加到子汇水面积的总速率 $W_{washoff,p}$ ： $W_{washoff,p} = W_{washoff,p} + w_{jp}$ 。
3. 估计了所有用地和污染物之后，将污染物 p 的总冲刷速率增加任何协同污染物 k 贡献的量： $W_{washoff,p} = W_{washoff,p} + f_{pk}W_{washoff,k}$ ，式中 f_{pk} ——协同污染物分数。

4.3.2 来自降雨/径流流入的冲刷负荷

冲刷计算的下一阶段，估计直接降雨和上游径流流入中污染物负荷，对来自给定子汇水面积总冲刷负荷的贡献。对于长度为 Δt 的当前时间步长开始，每一子汇水面积和污染物的以下量是已知的：

- Q_{ppt} ——子汇水面积上降水速率（cfs）；
- C_{ppt} ——降水中污染物浓度（质量/ft³）；
- Q_{runon} ——径流流入子汇水面积的速率（cfs）；
- W_{runon} ——径流流入子汇水面积的质量流量（质量/sec）；
- Q_{out} ——离开子汇水面积的径流量（cfs）；
- d_1 ——时间步长开始处子汇水面积的积水深度（ft）；
- d_2 ——时间步长结束处子汇水面积的积水深度（ft）；
- m_p ——时间步长开始处子汇水面积的积水污染物质量；

R_{avg} ——污染物的面积加权 BMP 去除因子；
 A ——子汇水面积 (ft^2)。

对于当前时间步长已经做出的径流计算来的 Q_{ppt} , Q_{runon} , Q_{out} , d_1 和 d_2 , 均是已知的。 W_{runon} 也被估计, 通过总和径流量和上游子汇水面积每一个前一时间步长浓度的乘积, 将径流输送到被分析子汇水面积。

4.3.3 总冲刷负荷和浓度

计算的最后阶段, 将这两个质量流量相加, 得到被分析子汇水面积和污染物的总冲刷负荷率 W_{out} :

$$W_{out} = W_{washoff} + W_{ponded} \quad 4-16$$

当前时间步长末处子汇水面积出流径流中污染物浓度, 于是为:

$$C_{out} = \frac{W_{out}}{28.3Q_{out}} \quad 4-17$$

单位为质量/L。如果问题子汇水面积将它的径流输送到另一子汇水面积, 然后 W_{out} 变为 W_{runon} 的一部分, 针对下一时间步长中的接受子汇水面积。如果径流输送到输送网络的一个节点, 那么 W_{out} , 结合来自其他子汇水面积或外部源头的污染物进流负荷 (例如旱季流量和用户提供的进流量), 成为 SWMMH 质量演算例程的输入, 将在本手册下一章描述。

4.4 参数估计

正如累积, 冲刷函数或参数数值没有可以普遍使用的简单选项 (这些是特定污染物和特定用地性质的)。尽管来自文献的数据有助于确定代表性估计, 没有问题现场收集的现场数据替代品。

对于用于指数和性能曲线冲刷参数 K_w 和 N_w 的程度, 来自沉积物迁移理论的结果可用于提供指导。对于来自汇水面积的河流和沉积物产量, 指数 N_w 的数值范围在 1.1 和 2.6 之间; 多数数值接近 2.0。通常, 指数趋向于在高流量下降低 (接近 1.0) (Vanoni, 1975, p. 476), 说明了恒定的浓度 (不是流量的函数)。SWMMH 中, 如果 N_w 较高, 成分浓度将更好地遵从径流速率。第一次合理的猜测 N_w , 可处于范围 1.5-2.5。

更加难以从沉积物性能曲线推断 K_w 的数值, 因为沉积物特性中的变化几乎达到五个量级程度。事项通过事实进一步复杂化, 公式 4-7 包含了被冲刷的剩余量 m_B , 这在事件过程中稳定降低。 K_w 数值处于 1.0 和 10 之间 (美制单位), 给出城市径流中多数观测数值范围内的浓度。为了校核模型到观测数据, K_w 和 N_w 可能是变化的。

前面讨论假设城市径流水质成分, 一定方式上类似于沉积物迁移理论中的“沉积物”。因为许多成分处于颗粒形式, 假设不是太坏。如果观测到溶解性成分浓度随着增加的流量强烈下降, 可采用数值 $N_w < 1.0$ 。

尽管开发忽略了侵蚀颗粒中降雨能力的物理特征，公式 4-7 中的径流量 q 与降雨强度密切相关。因此结合较显著的降雨速率，一定程度上将经历较显著的冲刷。作为选项，可能需要调查土壤侵蚀文献，为了推断 N_w 的数值，如果侵蚀正比于降雨强度的特定幂。

图 4-4 说明当径流在暴雨事件过程中变化时， K_w 和 N_w 的不同数值对冲刷速率的影响。结果是针对 1 英亩汇水面积中 1000 mg 的初始累积负荷。尤其通过改变 N_w ，为了匹配当地数据，曲线形状可能变化。也注意到 m_B 下降水平针对三角形流量过程线的滞后效应。对于流量过程线上升段处的流量，冲刷是较高的，因为具有较高的累积；以及下降段较低，因为具有较少的累积量。

校核 SWMMH 累积和冲刷参数的过程，已经通过 Jewell et al. (1978)，Alley (1981) 和 Baffaut and Delleur (1990) 建立。针对单场暴雨事件校核指数冲刷参数的挑战，是不同的事件将产生不同的参数估计。这样的一个例子是由 Avellaneda et al. (2009) 做出的研究。通过最小化观测和预测悬浮固体浓度之间方根差之和的冲刷参数估计，针对 22 场不同暴雨时间的每一个，在 7.4 英亩的停车场，导致 K_w 的变化系数 (CV 或标准偏差/均值) 为 1.8 (N_w 的 CV 仅仅为 0.2)。这样的变化性提出了问题，在选择简单数值集合时，将在以后模拟中产生可靠的污染过程线。

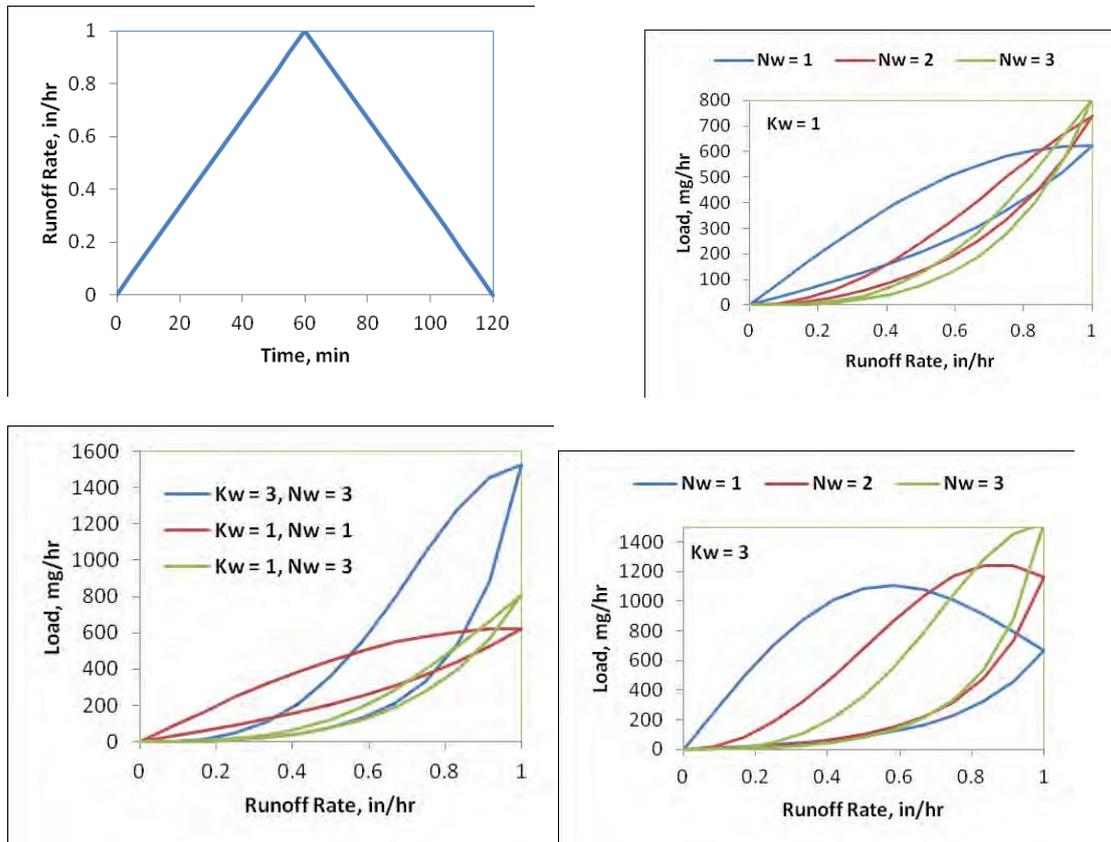


图 4-4 作为径流量的函数，暴雨内的负荷变化模拟

假设 SWMMH 中冲刷过程的简化表示，重新生成暴雨事件内冲刷浓度的时间变化，可能为太高远的目标。可能更现实的是，针对大量暴雨事件产生的冲刷总质量校核。这是 Beheren et al. (2006) 使用的方法，利用概率模型；以及通过 Tetra Tech (2010)，利用 SWMMH 本身。在后一情况中，根据达到一个目标年污染负荷 (lbs/ac-yr) 选择参数值，针对降雨记录的多年时段内污染物和用地性质的每一组合。表 4-3 说明针对高密度住宅用地，幂累积模型和指

数冲刷模型达到的结果。

表 4-3 针对高密度住宅用地的年负荷速率，累积/冲刷校验

污染物 ¹	累积			冲刷		校核结果 (kg/ac/yr)		
	B _{max}	K _B	N _B	K _W	N _W	目标	校核	误差
TP	4.75	0.031	0.42	0.71	1.37	0.45	0.449	0.2%
TSS	28.12	0.76	1.26	5.91	1.46	190.51	190.57	0%
TN	18.94	0.027	0.88	4.31	0.57	2.81	2.811	0.04%
Zn	4.78	0.013	0.088	7.22	1.11	0.32	0.322	0.6%

¹ TP——总磷； TSS——总悬浮固体； TN——总氮； Zn——锌。

出处：Tetra Tech (2010)。

当暴雨事件中监视的污染物负荷（质量/sec）与径流量绘图作为一个环路，指数冲刷模型最合适，见图 4-4；因为在暴雨时间末，当累积供应开始下降时，它趋向于产生较低的负荷。当负荷与流量数据绘图，性能曲线冲刷模型将工作的更好，在双对数坐标中作为一条直线。根据前面讨论的沉积物数据性能曲线，对于特征像颗粒的成分，期望指数 N_W 将处于范围 1.5 到 3.0。对于溶解性成分，指数将趋向于小于 1.0，因为浓度通常随着流量增加而减小，且浓度正比于流量的幂 $N_W - 1$ 。（恒定浓度将使用 $N_W = 1.0$ 。）对于 K_W ，期望具有更大的变化。当仅仅总径流容积和污染物负荷用于校核时，性能曲线方法通常最容易使用。该情况中，为了确定参数 K_W 和 N_W ，纯回归方法应是充分的。

作为 NPDES 雨水许可程序的一部分，以及作为许多专门研究的结果，具有大量当地事件平均浓度（EMC）数据源可用于雨水。对于流量和时间加权组合样本，通常由实验室分析计量 EMC 数值。EMCs 通常为唯一可用的样本，为了节约实验室成本，将在沿着暴雨量过程线的几点测试，尽管后一事件内的样本是特别有价值的数，作为实际情况，EMCs 为最常用的参数，用于 SWMMH 和多数其他模型的面源水质负荷。

EMC 数据的主要源头为通过 EPA 在 1980 年代初执行的全国城市径流程序(NURP)(US EPA, 1983)。样本的执行针对 28 个 NURP 项目，包含了 81 个专门场地，以及超过 2,300 场独立的暴雨事件。表 2-3 介绍了该研究求得的 EMCs 总结。流域保护中心组合了更广泛的国家 EMCs 列表，不仅仅包括 NURP 的结果，而且包括从美国地质调查局（USGS）获得的额外结果，以及 EPA 国家污染物排放消除系统（NPDES）雨水程序执行的雨水监视。这些见表 4-4。

需要记住的是，当评估雨水 EMC 数据时，地区性 EMCs 可能与报告的国家污染物 EMCs 显著不同。EMCs 在地区之间的差异，通常归因于降雨和融雪的数量和频率的变化。表 4-5 介绍了按照降雨量分类的不同 US 地区 EMC 的分解。

表 4-4 国家雨水 EMC

污染物	平均 EMC	中值 EMC	取样事件总数
沉积物(mg/L)			
TSS	78.4	54.5	3047
有机碳 (mg/L)			
TOC	17	15.2	19 项研究
BOD	14.1	11.5	1035
COD	52.8	44.7	2639

MTBE	N/R	1.6	592
营养物质 (mg/L)			
总 P	0.32	0.26	3094
溶解性 P	0.13	0.10	1091
总 N	2.39	2.00	2016
总凯氏 N	1.73	1.47	2693
亚硝酸盐和硝酸盐	0.66	0.53	2016
金属 (µg/L)			
铜	13.4	11.1	1657
铅	67.5	50.7	2713
锌	162	129	2234
镉	0.7	0.5	150
铬	4.0	7.0	164
碳氢化合物 (mg/L)			
PAH	3.5	N/R	N/R
油脂	3	N/R	N/R
细菌和病原微生物 (群落/100 mL)			
粪大肠菌	15,038	N/R	34
粪链球菌	25,351	N/R	17
杀虫剂 (µg/L)			
二嗪农	N/R	0.025	326
阿拉特津	N/R	0.023	327
扑灭通	N/R	0.031	327
西玛津	N/R	0.039	327
氯化物 (mg/L)			
氯化物	N/R	397	282

出处：CWP (2003)。

表 4-5 不同区域的 EMC

(单位为 mg/L, 除了金属 (单位为 $\mu\text{g/L}$))

		低降雨				中降雨			高降雨				降雪
	全国	Phoenix,AZ	San Diego, CA	Boise, CO	Denver, CO	Dallas, TX	Marquette, MI	Austin, TX	MD	Louisville, KV	GA	FL	MN
年降雨 (in)	N/A	7.1	10	11	15	28	32	32	41	43	51	52	N/R
事件总数	3000	40	36	15	35	32	12	N/R	107	21	81	N/R	49
污染物													
TSS	78.4	227	330	116	242	663	159	159	67	98	258	43	112
总 N	2.39	3.26	4.5	4.13	4.06	2.7	1.87	2.35	N/R	2.37	2.52	1.74	4.30
总 P	0.32	0.41	0.7	0.75	0.65	0.78	0.29	0.32	0.33	0.32	0.33	0.38	0.70
溶解性 P	0.13	0.17	0.4	0.47	N/R	N/R	0.04	0.24	N/R	0.21	0.14	0.23	0.18
铜	14	47	25	34	60	40	22	16	18	15	32	1.4	N/R
铅	68	72	44	46	250	330	49	38	12.5	60	28	8.5	100
锌	162	204	180	342	350	540	111	190	143	190	148	55	N/R
BOD	14.1	109	21	89	N/R	112	15.4	14	14.4	88	14	11	N/R
COD	52.8	239	105	261	227	106	66	98	N/R	38	73	64	112

N/R: 没有记录

出处: CWP (2003)

第 5 章 迁移和处理

5.1 引言

地表径流中和来自其他外部源头的水质成分，将通常通过输送系统迁移，直到它们排放到受纳水体、处理设施或一些其他类型的目的地（例如为了灌溉，返回到地表）。图 5-1 说明了 SWMMH 怎样表示该输送系统，作为节点和管段的网络。节点是表示简单汇接点、分流器、蓄水设施或排放口的点。管段利用管渠（管道和渠道）、水泵或流量调节器（孔口、堰或出水口）将节点相互连接。节点的进流量可来自地表径流、壤中流，RDII（降雨致入渗入流）、污水旱季流量，或者来自用户定义的时间序列。当污染物流过管渠和蓄水节点时，可以通过自然衰减过程去除；它们也可以通过用在非蓄水节点（例如高速率固体分离器）和蓄水节点（例如物理沉淀）处的处理过程降低。本章描述在每一计算时间步长，在确定水力状态之后，SWMMH 怎样计算输送网络中所有管渠和节点内的污染物浓度。水力状况包含了每一管段中的流量和水容积，以及每一蓄水节点内的水容积。本手册第 II 卷中描述了用于获得水力解的方法。

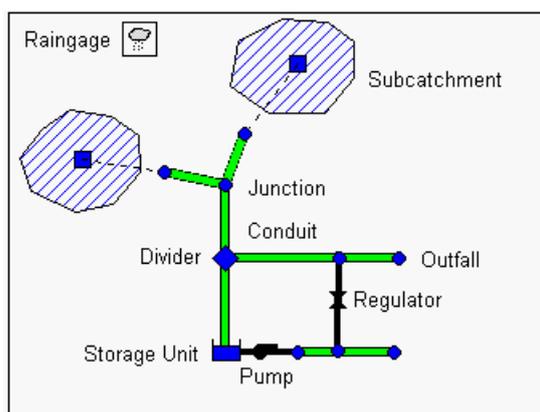


图 5-1 SWMM 中输送网络的表示

5.2 控制方程组

5.2.1 1 D 迁移弥散方程

以下质量守恒方程描述溶解性成分沿着管渠（管道或自然渠道）长度的一维迁移（Martin and McCutcheon, 1999）：

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial(uc)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{dc}{dx} \right) + r(c) \quad (5-1)$$

式中 c ——成分浓度 (ML^{-3})；

u ——纵向速度 (LT^{-1})；

D ——纵向弥散系数 (L^2/T);
 $r(c)$ ——反应速率项 ($ML^{-3}T^{-1}$);
 x ——纵向距离 (L);
 t ——时间 (T)。

注意 c 为距离 x 和时间 t 的连续函数。通常, c 可以为成分向量, 这种情况中独立的公式 5-1 将用于每一成分, 以及反应速率 r 可以为超过一种成分的函数。公式 5-1 右侧的第一项表示了随着主体流动的平移速率。第二项表示了由于速度和浓度梯度的纵向弥散, 微元内质量的一部分与两侧微元的含量混合。最后一项表示了修改小块内浓度的任何反应, 忽略任何流体运动。

为了求解公式 5-1, 需要一组边界和初始条件。SWMMH 模拟的输送网络类型中, 边界条件将为管渠两端处节点的浓度。对于没有蓄水容积的简单汇接节点, 瞬时浓度简单表示为该节点所有进流量的瞬时流量加权平均浓度:

$$c_{Nj} = \frac{\sum_{i \rightarrow j} c_{L2i} q_{2i} + W_j}{\sum_{i \rightarrow j} q_{2i} + Q_j} \quad (5-2)$$

式中 c_{Nj} ——节点 j 处的浓度;
 c_{L2j} ——连接到节点 j 的管段 i 末端处浓度;
 q_{2i} ——管段 i 末端的流量;
 W_j ——节点 j 的任何直接外部成分源头的质量流量;
 Q_j ——外部源头的流量。

对于蓄水节点, 假设蓄水容积完全混合, 节点内的均匀浓度通过以下质量守恒方程控制:

$$\frac{d(V_{Nj} c_{Nj})}{dt} = \sum_{i \rightarrow j} c_{L2i} q_{2i} - \sum_{j \rightarrow k} c_{Ni} q_{1k} + W_j - V_{Nj} r(c_{Nj}) \quad (5-3)$$

式中 V_{Nj} ——节点 j 处蓄水容积;
 q_{2i} ——进入节点 j 的管段 i 末端处流量;
 q_{1k} ——离开节点 j 的管段 k 起端处流量;
 W_j ——进入节点 j 的任何外部源头质量流量;
 r ——反应速率项。

求解沿着单一管渠的迁移--弥散方程 5-1 的正规数值方法, 由 Ewing and Wang (2001) 讨论。因为输送网络中每一管渠具有一个这样的方程, 求解过程甚至更困难。这些通过边界条件 5-2 和 5-3 相联系。结果为一个必须同时求解的大型代数微分方程系统。

5.2.2 串联水箱模型

为了求解成分的迁移, SWMMH 利用较不严格但是更加务实的方法, 其中管渠表示为在汇接点处相互连接的完全混合反应器, 或者完全混合的蓄水节点。该“水箱模型”或“串联水箱”方法也通过广泛应用的 EPA WASP 模型 (Ambrose et al., 1988) 和 UK QUASAR 模型 (Whitehead et al., 1997) 使用。为了计算沿着管渠长度的浓度的空间变化, 它简化了问题。公式 5-1 和 5-3 利用完全混合反应器的质量守恒方程替换 (管渠或蓄水节点)

$$\frac{d(Vc)}{dt} = C_{in}Q_{in} - cQ_{out} - Vr(c) \quad (5-4)$$

式中 V ——反应器内的容积；

c ——反应器内的浓度；

C_{in} ——反应器的任何进流浓度；

Q_{in} ——该进流的容积流量；

Q_{out} ——离开反应器的容积流量；

$r(c)$ ——确定由于反应的损失速率函数。

Medina et al. (1981)介绍了公式 5-4 的解析解，假设有：

1. 在求解时间步长 t 到 $t + \Delta t$ 内 C_{in} 、 Q_{in} 和 Q_{out} 为常数；

2. V 通过时间步长内的平均数值表示；

3. $r(C) = K_1c$ ，式中 K_1 ——一阶反应常数。

这些条件下，时间步长 Δt 末管渠或蓄水节点内的浓度可以表示为：

$$c(t + \Delta t) = c(t)e^{-\alpha\Delta t} + \frac{C_{in}Q_{in}}{\alpha\bar{V}}(1 - e^{-\alpha\Delta t}) \quad (5-5)$$

式中 $\alpha = K_1 + (Q_{out} + \Delta V / \Delta t) / \bar{V}$ ， $\Delta V = V(t + \Delta t) - V(t)$ 和 $\bar{V} = 0.5[V(t + \Delta t) + V(t)]$ 。

注意 Q_{in} 、 Q_{out} 的数值，以及初始和最终容积 V 是已知的，根据时段 t 到 $t + \Delta t$ 输送网络已经演算的流量。

该方程用于 SWMM 原来版本（SWMM 5 之前）的水质演算。可是它可能出现数值问题，例如当输送元素放干，它们的容积接近 0，或者当较大、快速的容积损失，引起 α 变为负值时。

为了避免这些事项，SWMMH 5 采用更简单形式的混合方程，看上去如下：

$$c(t + \Delta t) = [c(t)V(t)e^{-K_1\Delta t} + C_{in}Q_{in}\Delta t] / (V(t) + Q_{in}\Delta t) \quad (5-6)$$

该方程使得“反应器”中新的浓度等于任何反应后剩下的初始质量加上任何进流引入的质量，然后除以最初容积加上进流容积。可以说明，对于小的时间步长，其中反应器容积的变化不很大，它近似于公式 5-5。因为用于水质演算的时间步长与流量演算相同，为了避免水力不稳定性，通常很小（例如小于一分钟），公式 5-6 趋向于产生可以接受的结果。

图 5-2 比较了这两个方程（5-5 和 5-6）获得的结果，条件在 1 英里长度管线的末端，接受了上游端的时间变化径流（图中 Q_{in} 和 C_{in} ），具有衰减系数 10 日^{-1} 。管线包含了七个 800 英尺段的 18"管道，0.5% 的坡度。演算时间步长为 30 秒。针对该特殊例子，方程之间的差异很微小。

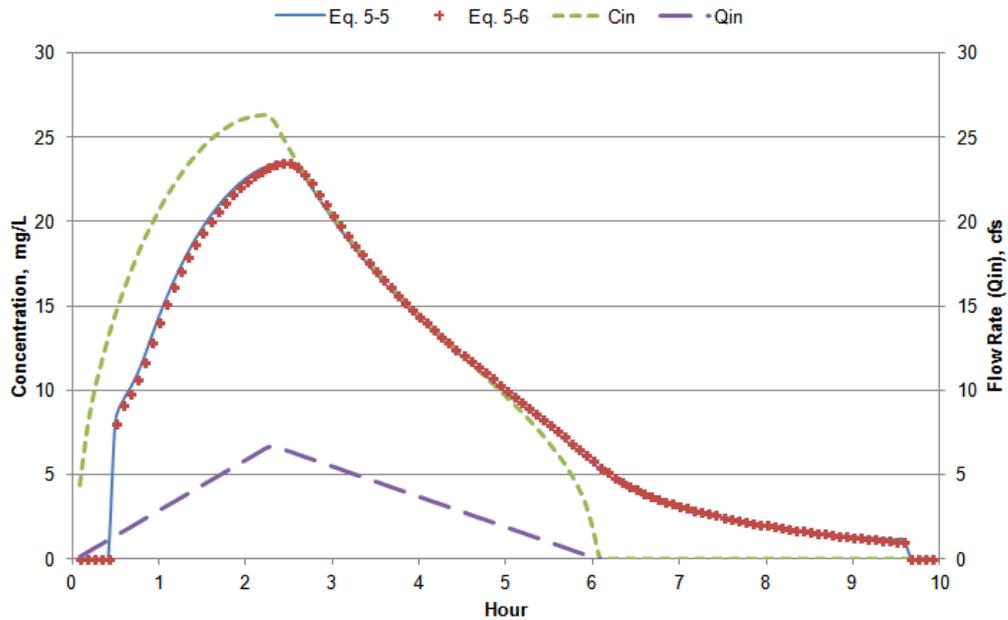


图 5-2 时变进流量下，完全混合反应器方程的比较

图 5-3 提供了在相同管线末端公式 5-5 和 5-6 的另一比较。这次，上游进流量过程线为 3 小时历时的方形脉冲，结合恒定浓度 100 mg/L 且没有反应。这些条件下，管线输水浓度必须总是 100 mg/L，因为没有其他源或汇，以及公式 5-5 和 5-6 中没有明确包含纵向弥散。图 5-3 说明了简单混合方程 5-6 能够取得该结果，而解析解（公式 5-5）不能。事实上后者说明浓度高于 100 mg/L，这在物理上是不可能的。这些结果支持 SWMMH 5 利用简单混合方程 5-6 取代解析解，因为它提供了准确和牢靠的水质求解。

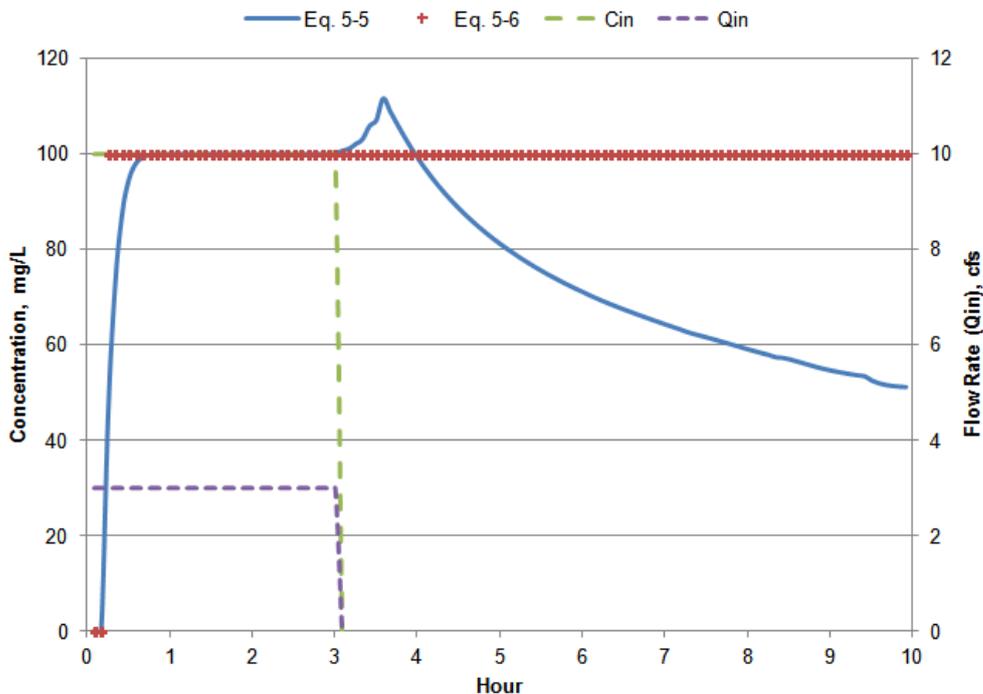


图 5-3 阶梯进流的完全混合反应器方程比较

5.3 计算步骤

水质演算作为 SWMMH 输送系统演算的一部分执行。它们在输送网络所有元素新的流量和容积集合计算之后，每一流量演算时间步长上进行。本手册的第 II 卷详细描述用于水力演算的过程。

以下量对于每一污染物和每一网络管段是已知的：

$Q_{L1}(t + \Delta t)$ ——时刻 $t + \Delta t$ 处进入管段的流量 (cfs)；

$Q_{L2}(t + \Delta t)$ ——时刻 $t + \Delta t$ 处离开管段的流量 (cfs)；

$V_L(t)$ ——时刻 t 管段中蓄水容积 (ft^3)；

$c_L(t)$ ——时刻 t 管段中污染物的浓度 (质量/ ft^3)；

此外，对于时刻 t 管网的每一节点处每一污染物，以下量是已知的：

$V_N(t)$ ——节点处蓄水容积 (ft^3)；

$c_N(t)$ ——时刻 t 节点处污染物的浓度 (质量/ ft^3)；

注意为了计算，浓度表示为质量/ ft^3 。完成计算后，为了报告，它们变换为质量/L。目的是为了计算时刻 $t + \Delta t$ 处每一管段的 c_L 和每一节点的 c_N 。

将公式 5-6 用作管段和蓄水节点的混合方程，SWMMH 5 执行了以下三个步骤过程，为了更新输送网络在每一流量演算时间步长末，每一节点和管段的污染物浓度：

1. 首先求当前时间步长处进入管网每一节点的每一污染物累积质量流量。它包括来自子汇水面积径流、旱季污水流量、用户定义外部时间序列负荷，以及可能的地下水和 RDII 流量的污染物负荷，它们均为时刻 t 处的估计。为此，添加来自所有管段（管道、渠道、水泵等）流入到节点的的质量负荷。这些计算，通过将进流管段的当前出流量 ($Q_{L2}(t + \Delta t)$) 乘以管段当前污染物浓度 ($c_L(t)$)。

2. 然后针对管网每一节点，计算新的浓度。如果节点为非蓄水节点，浓度简单为累积质量流量除以累积进流量（以上公式 5-2）。对于蓄水节点，公式 5-6 用于计算新的混合浓度 $c_N(t + \Delta t)$ ，式中 Q_{in} 为来自步骤 1 的累计进流量， C_{in} 为步骤 1 的累积质量进流量除以 Q_{in} 。

3. 最后，公式 5-6 用于确定每一管渠中每一污染物的新浓度 $c_L(t + \Delta t)$ 。该公式中， Q_{in} 为从上游节点进入管渠的流量 $Q_{L1}(t + \Delta t)$ ； C_{in} 为步骤 2 求得的该节点新更新浓度 $c_N(t + \Delta t)$ 。对于没有容积的管段（水泵、调节器和虚管渠），令 $c_L(t + \Delta t)$ 等于上游节点浓度 $c_N(t + \Delta t)$ 。

为了处理以下特殊情况，必须对该基本过程做出特定修改。

蒸发损失

明渠和蓄水设施可以通过蒸发损失水量。当水蒸发时，污染物质量保持在其下（除非它挥发，这没有通过 SWMMH 明确模拟；尽管可能通过一阶衰减过程近似）。于是当出现蒸发时，污染物浓度将增加。SWMMH 将该增量计算为乘子 f_{evap} ：

$$f_{evap} = 1 + V_{evap}(t)/V(t) \quad (5-7)$$

式中 $V_{evap}(t)$ ——时间步长内蒸发的容积损失；

$V(t)$ ——对应于步骤 2 的蓄水节点为 $V_N(t)$ ，对应于步骤 3 的管渠管段为 $V_L(t)$ 。

于是在针对蓄水节点执行步骤 2 之前，该乘子用于调整浓度 $C_N(t)$ ；或者在针对管渠管段执行步骤 3 之前调整 $c_L(t)$ 。

动态波流量演算

当使用 SWMMH 的动态波流量演算选项（见第 II 卷），仅仅具有对应于每一管渠的流量，以便 Q_{L1} 和 Q_{L2} 具有相同数值。可能建议在时间步长内管渠没有容积变化。可是由于管渠两端的流深变化，演算过程实际上产生了容积的变化。为了使流量与该容积变化一致， Q_{L1} 的数值调整一个量 ΔQ_{L1} ，根据以下流量守恒方程求得：

$$\Delta Q_{L1} = V_L(t + \Delta t) + V_{losses}(t) - V_L(t) \quad (5-8)$$

式中 $V_{losses}(t)$ 为时段 Δt 内蒸发和渗漏损失的容积。

恒定流演算

SWMMH 的恒定流演算选项（见第 II 卷），简单将瞬时管渠的进流量转换到它的出流节点。也就是说，管渠的进流量完全替换前面在时间步长内的含量。因此没有前面含量与来自上游节点新流量的混合。于是基本水质演算过程的步骤 3 变为：

$$c_L(t + \Delta t) = f_{evap} c_N(t + \Delta t) \exp(-K_1 \Delta t) \quad (5-9)$$

式中 $c_N(t + \Delta t)$ ——管渠上游节点处新的计算浓度。

5.4 处理

5.4.1 背景

雨水水质管理的执行，通过称作“最佳管理实务”（BMPs）组合，以及水文源头控制形式常称作“低影响开发”（LID）。通过自然方式或者工程设施的雨水径流处理，可以在产生的径流源头出现，或者在输送网络内的位置处。下一章将讨论通过 LID 的源头处理。本部分描述 SWMMH 怎样模拟用于已经捕获，以及在输送系统内迁移的流量处理。

表 5-1 来自 Huber et al. (2006)，根据各类输送系统 BMPs 分类了不同的单元处理工艺。理想下，能够根据物理设计参数、水力变量和固有的化学特性和反应速率估计污染物去除率，在基本水平模拟这些过程。结合一些例外，知识状态不允许这样，至少在一般目的雨水管理模型，例如 SWMMH 的范围内。而是必须依赖特定现场监视数据建立的经验关系式。

Strecker et al. (2001) 讨论了将监视数据用于建立 BMP 有效性和污染物去除的一致性估计的挑战。国际雨水 BMP 数据库（www.bmpdatabase.org）提供了 BMP 性能数据的广泛编辑，在 17 种不同类型 BMPs 和 LID 实践的 500 BMP 研究中。结合雨水管理社区贡献的新数据，它是持续更新的。表 5-2 列出了该数据库编辑的各种 BMP 类型和污染物的中值进流和出流事件平均浓度（EMCs）。黄色突出的数据域说明，去除率通过 BMP 达到污染物的统计显著。通过明尼苏达州雨水手册公布的渗透、池塘和湿地处理的几种常见污染物的中值去除百分比，

见表 5-3。多数这些百分比与 BMP 数据库表 5-2 中的中值 EMC 数字推断是一致的。

表 5-1 各种类型 BMPs 使用的处理工艺

过程	定义	示例 BMPs
沉淀	水中悬浮颗粒的重力沉降。	池塘、湿地、水库和水箱。
漂浮	容重小于水的颗粒分离（例如垃圾、油脂）。	油水分离器、密度分离器、溶气气浮。
过滤	使水通过多孔介质（例如砂子、砂砾、土壤等），去除颗粒。	砂滤池、格筛和格栅。
下渗	允许捕获的径流下渗到土壤，减少径流容积，以及颗粒和溶解性营养物质和重金属的负荷。	渗透池、池塘和人工湿地。
吸附	污染物结合到粘土颗粒，植物或特定滤料介质。	渗透系统，结合氧化铁的砂滤池，人工湿地。
生物吸收和转化	水生植物和微生物对营养物质的吸收；有机物通过细菌和其他生物向较小有害性化合物的转化。	池塘和湿地。
化学处理	用于促进沉淀和过滤的药剂。消毒剂用于处理合流制排水管道溢流。	池塘、湿地、快速混合设备。
自然降解（挥发、水解、光解）	通过自然过程的化学分解或转化为气态。	池塘和湿地。
水动力分离	将流水的物理特征用于创建漩涡，去除可沉降颗粒和漂浮物。	漩涡浓缩池、二次涡流装置、油水分离器。

5.4.2 处理表示

SWMMH 5 允许将处理用于输送网络任何节点处的任何水质成分。处理将在第 5.3 部分中水质演算过程的步骤 2 之后，具有的数值降低成分的节点浓度（对于节点，计算新的混合浓度之后，但是在送入到下游管段的出流之前）。成分的处理程度通过用户设定，作为处理之后的剩余浓度，或者作为达到的去除比。它可以是任何成分集合的当前浓度或去除比，以及当前流量的函数。对于蓄水节点，它也取决于水深、表面积、演算时间步长和水力停留时间。因为处理用于每一时间步长，污染物浓度可能在整个暴雨事件内变化，不必表示为事件平均浓度（EMC）。当然也有例外，如果处理指定为简单的恒定浓度，而不是取决于任何其他变量。

特定节点处特定污染物的处理效果可以数学上，利用以下一般表达式之一表示（随后介绍一些专门的例子）：

$$c(t + \Delta t) = c(\mathbf{C}, \mathbf{R}, \mathbf{H}) \quad (5-10)$$

$$c(t + \Delta t) = (1 - r(\mathbf{C}, \mathbf{R}, \mathbf{H}))C_{in}(t + \Delta t) \quad (5-11)$$

式中：

表 5-2 所选雨水处理实践的中值进流和出流 EMCs

污染物	介质过滤		滞留池		停留塘		湿地池		制作设备	
	进流	出流	进流	出流	进流	出流	进流	出流	进流	出流
TSS mg/L	52.7	8.7	66.8	24.2	70.7	13.5	20.4	9.06	34.5	18.4
粪大肠菌, #/100 mL	1350	542	1480	1030	1920	707	13000	6140	2210	2750
镉, μg/L	0.31	0.16	0.39	0.31	0.49	0.23	0.31	0.18	0.40	0.28
铬, μg/L	2.02	1.02	5.02	2.97	4.09	1.36			3.66	2.82
铜, μg/L	11.28	6.01	10.62	5.67	9.57	4.99	5.61	3.57	13.42	10.16
铅, μg/L	10.5	1.69	6.08	3.10	8.48	2.76	2.03	1.21	8.24	4.63
镍, μg/L	3.51	2.20	5.64	3.35	4.46	2.19			3.84	4.51
锌, μg/L	77.3	17.9	70.0	17.9	53.6	21.2	48.0	22.0	87.7	58.5
总 P, mg/L	0.18	0.09	0.28	0.22	0.30	0.13	0.13	0.08	0.19	0.12
正磷酸盐, mg/L	0.05	0.03	0.53	0.39	0.10	0.04	0.04	0.02	0.21	0.10
总 N, mg/L	1.06	0.82	1.40	2.37	1.83	1.28	1.14	1.19	2.27	2.22
TKN, mg/L	0.96	0.57	1.49	1.61	1.28	1.05	0.95	1.01	1.59	1.48
NO _x , mg/L	0.33	0.51	0.55	0.36	0.43	0.18	0.24	0.08	0.41	0.41

出处: International Stormwater BMP Database, “International Stormwater Best Management Practices (BMP) Database Pollutant Category Summary Statistical Addendum: TSS, Bacteria, Nutrients, and Metals”, July 2012 (www.bmpdatabase.org).

表 5-3 所选雨水 BMPs 的中值污染物去除百分比

污染物	砂滤池	池塘	湿地
总悬浮固体	85	84	73
总磷	77	50	38
颗粒磷	91	91	69
溶解性磷	60	0	0
总氮	35	30	30
锌和铜	50	70	70
细菌	80	60	60

出处：Minnesota Stormwater Manual (<http://stormwater.pca.state.mn.us>)。

- c ——经过处理之后的节点污染物浓度；
- C_{in} ——节点进流中的污染物浓度；
- $c(\dots)$ ——基于浓度的处理函数；
- $r(\dots)$ ——基于去除的处理函数；
- C ——处理之前节点污染物浓度向量；
- R ——处理引起的去除比向量；
- H ——当前时间步长处水力变量向量。

注意如果处理作为污染物浓度的函数，那么对于基于浓度的处理，这些表示了处理之前的节点浓度；而对于基于去除的函数，它们为节点综合进流的浓度。如果节点没有容积（即为非蓄水节点），那么这两类浓度是相等的。

出现在处理表达式中的水力变量包括以下：

- $FLOW$ ——进入节点的流量，用户定义流量单位；
- $DEPTH$ ——时间步长内节点中的平均水深（m 或 ft）；
- $AREA$ ——时间步长内节点的平均表面积（ m^2 或 ft^2 ）；
- DT ——当前演算时间步长（秒）；
- HRT ——蓄水节点中的水力停留时间（小时）。

水力停留时间为完全混合蓄水节点内水占用的平均时间。对于每一蓄水节点，随着模拟的进展，它是持续更新的，通过以下表达式估计：

$$\theta(t + \Delta t) = (\theta(t) + \Delta t) \frac{V(t)}{V(t) + Q_{in} \Delta t} \quad (5-12)$$

- 式中 $\theta(t)$ ——时刻 t 的水力停留时间，秒；
- $V(t)$ ——时刻 t 的蓄水，立方英尺；
- Q_{in} ——蓄水节点的进流量，cfs；
- Δt ——当前时间步长，秒。

当评估处理表达式时，SWMMH 采用以下条件：

1. 处理之后的浓度不能够小于 0 或大于处理之前的浓度。
2. 去除比不能大于 1.0。

3. 如果问题节点没有进流量，基于去除处理函数估计为 0。

4. 如果结合全局一阶衰减系数的污染物赋给一些蓄水节点处的处理表达式，那么处理表达式具有优先性（即公式 5-6 中的衰减系数 K_1 设置为 0）。

5. 协同污染物不能自动接收协同处理的同等量，作为它们的依赖污染物接受量。

后一条件是必要的，因为协同污染物仅用于累积/冲刷过程--没有用于雨水、地下水、I/I、旱季流量和外部施加进流量中用户指定的浓度。

5.4.3 处理表达式示例

处理表达式的几个实际例子，按照 SWMMH 5 输入文件中使用的格式给出，为了说明怎样模拟不同类型的处理机制。

EMC 处理

处理导致恒定的浓度。例如浓度为 10 mg/L，那么用于 SWMMH 的处理表达式将为：

$$c = 10$$

恒定去除率处理

处理导致恒定的去除百分数。例如去除率为 85%，那么处理表达式将为：

$$x = 0.85$$

协同去除处理

一些污染物的去除正比于其他污染物的去除。例如污染物 X 的去除率为悬浮固体（TSS）去除率的 75%，那么去除表达式将为：

$$x = 0.75 * R_TSS$$

式中 R_TSS ——计算的污染物 TSS 去除比。

浓度依赖去除

一些经验性能数据说明，较高的污染物去除效率结合了较高的进流浓度 (Strecker et al., 2001)。假设当进流浓度低于 50 mg/L 时，污染物 X 的去除率为 50%；当进流浓度超过 50 mg/L 时，去除率为 75%。结果处理表达式将为：

$$x = (1 - \text{STEP}(C_X - 50)) * 0.5 + \text{STEP}(C_X - 50) * 0.75$$

式中 C_X ——污染物 X 的进流浓度；

STEP——单位阶跃函数，对于负参数，其值为零；对于正参数，其值为一。

N 阶反应动力学

假设处理过程中，污染物 X 表现为 n 阶反应动力学，其中瞬时反应速率为 kC^n ，k 为速率常数，n 为反应阶数。可以表示为以下 SWMMH 处理表达式，对于 $k = 0.02$ ， $n = 1.5$ 的特定情况：

$$c = C_X - 0.02 * (C_X^{1.5}) * DT$$

k-C*模型

这是一阶模型，结合 Kadlex and Knight (1996)提出的背景浓度，针对湿地的长期处理性能。一般模型可以表示为：

$$c - C^* = (C_{in} - C^*) \exp\left(-\frac{k\theta}{d}\right) \quad (5-13)$$

式中 C^* ——总是保留的恒定剩余浓度；
 k ——速率系数，量纲为长度/时间；
 θ ——水力停留时间；
 d ——水深。

该公式可以重新布置在去除函数中如下：

$$r = 1 - \frac{c}{C_{in}} = \left[1 - \exp\left(-\frac{k\theta}{d}\right)\right] \left[1 - \frac{C^*}{C_{in}}\right] \quad (5-14)$$

当 $k = 0.02$ (ft/hr)和 $C^* = 20$ 时，污染物 X 的相应 SWMMH 去除表达式如下：

$$x = \text{STEP}(C_X - 20) * (1 - \exp(-0.02 * \text{HRT} / \text{DEPTH})) * (1 - 20 / C_X)$$

STEP($C_X - 20$)项保证当进流浓度低于剩余浓度时，不发生处理。

重力沉降

考虑具有平均沉降速度 u_i 的悬浮颗粒。在蓄水容积内静止时段 Δt ，这些颗粒的沉降比为 $u_i \Delta t / d$ ，式中 d ——水深。总和所有颗粒尺寸下的情况，得到以下针对时间步长 Δt 内 TSS 浓度变化 Δc 的表达式：

$$\Delta c = c(t) \sum_i f_i u_i (\Delta t / d) \quad (5-15)$$

式中 f_i ——结合沉降速度 u_i 的颗粒比。

因为 $\sum f_i u_i$ 通常是未知的，可利用拟合参数 k 和极限中的公式 5-15 替代，变为：

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{k}{d} c(t) \quad (5-16)$$

注意 k 具有速度量纲（长度/时间），可认为是颗粒的代表性沉降速度，构成了溶液中的总悬浮固体。在时间 t 和 $t + \Delta t$ 之间积分 5-16，并假设具有特定不可沉降的悬浮固体剩余量 C^* ，这；得到 $c(t + \Delta t)$ 的如下表达式：

$$c(t + \Delta t) = C^* + (c(t) - C^*) \exp(-k\Delta t / d) \quad (5-17)$$

对于 $C^* = 20$ ， $k = 0.01$ ft/hr 的颗粒数值，名称为 TSS 的污染物，该公式将通过以下处理表达式表示：

$$C = \text{STEP}(0.1 - \text{FLOW}) *$$

$$(20 + (C_TSS - 20) * \exp(-0.01/DEPTH*DT/3600)) +$$

$$(1 - STEP(0.1 - FLOW)) * C_TSS$$

注意为了与 k 的时间单位兼容，DT 从秒转换为小时；以及 STEP 函数用于定义静止条件，当进流量低于 0.1 cfs 时。

图 5.4 说明了使用该处理表达式的结果，当演算 6 小时径流量过程线，结合高峰流量 20 cfs，通过半干的滞留塘，其出水口为 9" 高度乘以 18" 宽度的孔口。径流中 TSS 具有恒定 EMC 100 mg/L。图 5.4 说明了注水和放空时段池塘中结果 TSS 浓度，以及进流量过程线和池塘水深。注意在进流时段，TSS 保持在 100 mg/L；一旦进流中止，开始沉降。随着池塘深度降低，同时它排空，更多的固体沉淀降低了 TSS 水平，直到达到剩余浓度 20 mg/L。

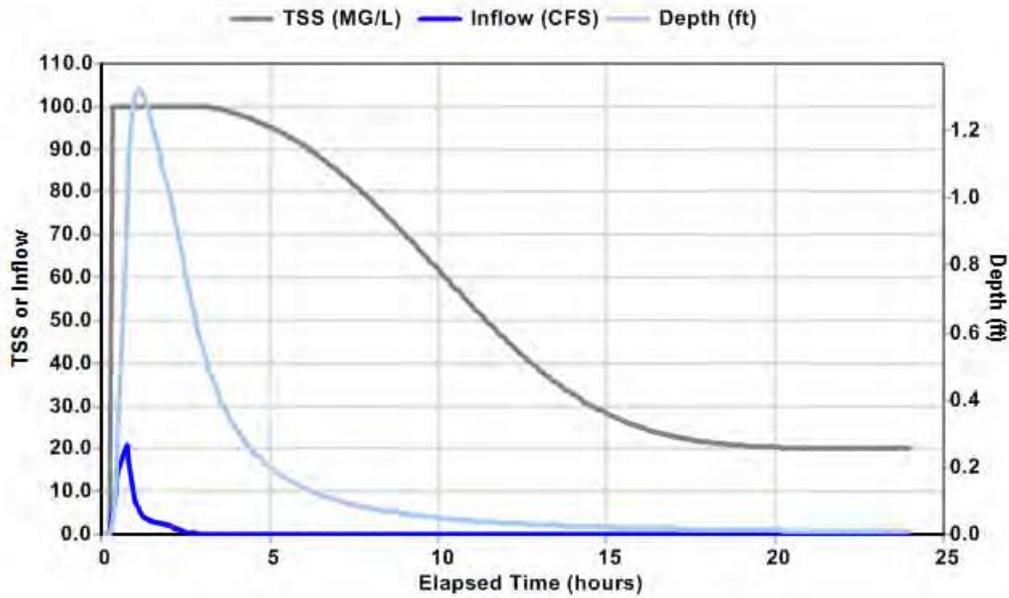


图 5-4 滞留塘内 TSS 的重力沉降处理

第 6 章 低影响开发控制

6.1 引言

低影响开发 (LID) 控制为设计的景观实践, 为了捕获和停留来自不渗透表面产生的雨水, 否则雨水将流出场地。它们也称作绿色基础设施 (GI)、集成管理实践 (IMPs)、可持续城市排水系统 (SUDS) 和雨水控制策略 (SCMs)。对于该术语的回顾, 见 Fletcher et al. (2015)。Prince Georges County (1999a) 描述了 LID 概念及其在雨水管理中的应用。额外信息资源见以下 US EPA 网址:

* <http://water.epa.gov/polwaste/green/>

* <http://water.epa.gov/infrastructure/greeninfrastructure/index.cfm>

以及低影响开发中心 (<http://lowimpactdevelopment.org>)。

SWMMH 5 可以明确模拟以下类型 LID 实践:

<p>生物滞留网格是包含在砂砾排水床之上的工程土壤结构中, 生长植被的洼地。它们对直接降雨和来自周围区域的径流提供存储、下渗和蒸发。街道植物和生物洼地是生物滞留网格的常见例子。</p>	
<p>雨水花园为一类生物滞留网格, 它是下部没有砂砾床的工程土壤层。</p>	
<p>绿色屋顶为另一类生物滞留网格, 它在合成特殊排水垫层或粗集料的薄层之上具有土壤层, 通过屋顶土壤层排放过多的水量。</p>	
<p>渗渠为填有砂砾的窄渠, 截除上部不渗透坡面来的径流。它们提供了蓄水容积和捕获径流的额外时间, 为了下渗到本地土壤。</p>	
<p>连续渗透路面系统在砂砾蓄水层之上为多孔混凝土或沥青集料铺砌的街道或停车场区域。降雨通过路面进入蓄水层, 在这里它可以下渗到本地土壤。</p>	
<p>路面砌块系统包含了位于砂子或者渗透砂砾层之上的不渗透路面砌块, 结合其下的砂砾蓄水层。降雨在砌块之间的开放空间被捕获, 输送到其下的蓄水层, 这里它可以下渗到本地土壤。</p>	
<p>雨水桶 (或水窖) 为收集降雨期间屋顶径流的容器, 可以在旱季排放或回用雨水。</p>	

<p>屋顶隔断具有落水管排向渗透性景观区域和草坪，而不是直接进入雨水管。它也可以模拟直接连接并溢流到渗透面积的屋顶排水管。</p>	
<p>植草沟为渠道或者洼地，坡面利用草和其他植被覆盖。它们缓慢向下输送收集到的径流，允许更长时间将雨水下渗到本地土壤。</p>	

生物滞留网格、渗渠和渗水路系统，可能在它们的砂砾蓄水床中包含了可选的暗渠系统，为了输送场地捕获的过多径流量，防止装置积水。它们也可以具有不渗透地板或者内衬，防止下渗到本地土壤。渗渠和渗透路面系统也受制于导水率随时间的降低，由于堵塞。其他 LID 实践，例如自然地表的防护，减少不渗透覆盖，以及土壤恢复，可以通过利用 SWMMH 的常规径流元素模拟。

LID 为径流源头控制的分布方法，利用位于或者靠近不渗透面积的地表和景观修改，产生城市化地区的多数径流。为此，SWMMH 将 LID 控制考虑为子汇水面积对象的一部分，每一控制赋予子汇水面积不渗透面积的一部分。影响 LID 控制水文性能的设计变量包括单元内包含的介质（土壤和砂砾）的属性，介质层的竖向深度，使用的暗渠系统水力能力，以及单元本身的表面积。尽管一些 LID 实践也可以提供显著的污染物降低效益 (Hunt et al., 2006; Li and Davis, 2009)，SWMMH 仅仅捕获来自径流容积降低导致的径流质量负荷降低。

过去几种不同方法已经用于模拟 LID 水文特性。一种简单方法是利用 LID 单位中可用的空隙容积 (Davis and McCuen, 2005)，可能结合了 LID 面积的修改曲线数 (Prince Georges County, 1999b)，为了确定将会捕获的暴雨事件深度。尽管对于确定初始尺寸有用，它忽略了变化降雨强度和时间频率对地表下渗、土壤湿度滞留和蓄水能力的影响。另一些方法，为详细的土壤物理模型；通常根据 Richards 方程，估计了单一 LID 单元在降雨事件过程中的流量和湿度水平 (见 Dussailant et al., (2004)和 He and Davis, (2011))。这些方法具有计算密集性，用于一般目的的工程模型，正如 SWMMH，数百 LID 单元可在大型研究面内分布。第三种方法，通过 Huber et al. (2006)建议的，是为了利用 SWMMH 的常规元素和特征，例如子汇水面积内的内部演算，以及通过流量调节管段连接的多个蓄水单元，为了近似 LID 单元的特征。不幸的是，LID 特征的准确表示可能需要 SWMMH 元素的很复杂布置 (例子见 Zhang et al. (2006)和 Lucas (2010))。为了包含这些事项，SWMMH 5 将 LID 处理为额外类型的离散元素，利用它们特征的基于单元工艺表示 (Rossman, 2010)，提供了有效计算方式中模拟动态降雨事件的准确性合理水平。

6.2 控制方程组

6.2.1 生物滞留网格

典型生物滞留网格 (见图 6-1A) 将服务为建立一般性 LID 性能模型的例子。该一般性模型可以根据需要定制，为了描述其他类型 LID 控制的特征。

概念上生物滞留网格可以通过大量水平层表示，见图 6-1B。表面层 (层 1) 接受来自其他区域捕获的直接降雨和径流。通过下渗到其下的土壤层，任何地表积水的蒸发蒸腾作用 (ET)，

以及通过可能出现的任何地表径流而损失水量。土壤层（层 2）包含了可以支撑植被生长的工程土壤组合。它从地表层接受下渗，以及通过 ET 和通过穿透到其下的蓄水层的水量损失。蓄水层（层 3）包含了粗大碎石或砂砾。它从其上的土壤层接受穿透，通过下渗到潜在自然土壤，以及通过系统暗渠穿孔管出流（如果存在）而损失水量。

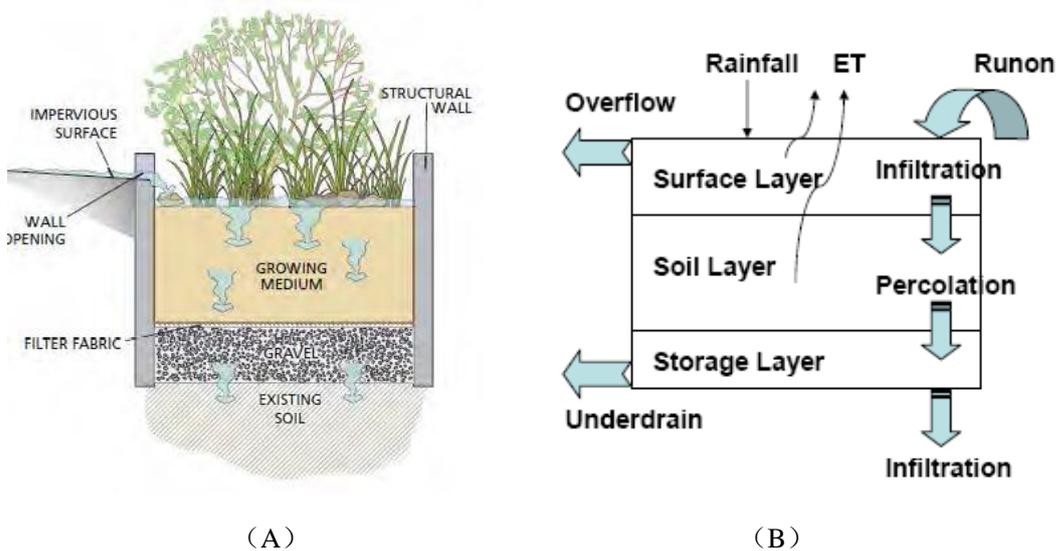


图 6-1 典型生物滞留网格

为了模拟该 LID 单元的水文性能，进行了如下简化假设：

1. 整个深度中保持恒定单元的断面积。
2. 竖向通过单元的流量是一维的。
3. 在顶部单元进流量表面均匀分布。
4. 整个土壤层含湿量均匀分布。
5. 忽略蓄水层的矩阵力，以便它作为简单水库，自底而上蓄水。

这些假设下，LID 单元可以通过求解简单流量连续性方程组模拟。每一方程描述了特定层含水量随时间的变化，作为该层看到的进流和出流水通量之间差值，表达为容积每单位面积每单位时间。这些方程书写如下：

$$\text{表面层} \quad \phi_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad (6-1)$$

$$\text{土壤层} \quad D_2 \frac{\partial \theta_2}{\partial t} = f_1 - e_2 - f_2 \quad (6-2)$$

$$\text{蓄水层} \quad \phi_3 \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_2 - e_3 - f_3 - q_3 \quad (6-3)$$

式中：

d_1 ——地表蓄水深度 (ft)；

θ_2 ——土壤层含湿量 (水容积/总土壤容积)；

d_3 ——蓄水层中水深 (ft)；

i ——表面层直接降落的降水速率 (ft/sec)；

q_0 ——从其他面积捕获径流来的表面层进流量 (ft/sec)；

- q_1 ——表面层径流或溢流速率 (ft/sec);
 q_3 ——蓄水层暗渠出流量 (ft/sec);
- e_1 ——表面 ET 速率 (ft/sec);
 e_2 ——土壤层 ET 速率 (ft/sec);
 e_3 ——蓄水层 ET 速率 (ft/sec);
- f_1 ——地表水进入土壤层的下渗速率 (ft/sec);
 f_2 ——通过土壤层进入蓄水层的穿透水速率 (ft/sec);
 f_3 ——从蓄水层进入本地土壤的渗出水速率 (ft/sec);
- ϕ_1 ——任何表面容积的空隙比 (即没有植被地表之上超高比);
 ϕ_2 ——土壤层 (随后使用) 的孔隙率 (孔隙容积/总容积);
 ϕ_3 ——蓄水层孔隙率 (孔隙容积/总容积);
- D_1 ——地表积水的超高 (ft) (随后使用);
 D_2 ——土壤层厚度 (ft);
 D_3 ——蓄水层厚度 (ft) (随后使用)。

这些方程中的通量项 (q , e 和 f) 为各层中当前含水率 (d_1 , θ_2 和 d_3) 和特定场地和土壤特征的函数。该耦合方程组可以在每一径流时间步长数值求解, 为了确定 LID 单元 ($i + q_0$) 的进流量过程线怎样转换为地表径流 (q_1)、暗渠出流量 (q_3) 和渗出到周围本地土壤 (f_3) 的流量过程线。当用于生物滞留网格时, 该一般模型类似于在 the University of Wisconsin - Madison 开发的 RECARGA 模型 (Atchison and Severson, 2004), 它是针对没有砂砾蓄水层的雨水花园。现在讨论怎样计算公式 6-1 到 6-3 中通量项的每一个。

表面进流量 ($i + q_0$)

表面层的进流量来自直接降雨 (i) 和来自通过生物滞留网格捕获的不渗透面积径流 (q_0)。每一径流时间步长内, 这些数值通过 SWMMH 的径流计算提供, 见本手册第 I 卷的第 3 章。

表面下渗 (f_1)

表面水下渗到土壤层 f_1 , 可以结合 Green-Ampt 公式模拟:

$$f_1 = K_{2s} \left(1 + \frac{(\phi_2 - \theta_{20})(d_1 + \psi_2)}{F} \right) \quad (6-4)$$

式中

- f_1 ——下渗速率 (ft/sec);
 K_{2s} ——土壤饱和导水率 (ft/sec);
 θ_{20} ——土壤层顶部的含湿量 (分数);
 ψ_2 ——土壤中形成的下渗湿润锋处吸水头 (ft);
 F ——暴雨事件中单位面积的累积下渗容积 (ft)。

该公式仅用在土壤层顶部建立饱和条件之后。这之前, 所有进流量 ($i + q_0$) 下渗。干燥土壤的 θ_{20} 初始值将为它的剩余含湿量或者它的枯萎点。在每一降雨事件之后, 它将增加; 然后在干燥时段下降。在连续时间步长执行 Green-Ampt 模拟的细节, 见本手册第 I 卷的第 4 章。生物滞留网格修订土壤的属性 K_{2s} , ϕ_2 和 ψ_2 , 可以不同于现场自然土壤的。当与子汇水

面积的其他部分比较时，这可以产生进入 LID 单元的不同下渗速率。

蒸发蒸腾作用 (e)

生物滞留网格内蓄水的蒸发蒸腾作用 (ET)，根据 SWMMH 径流模块 (见第 I 卷第 2 章) 使用的每日潜在 ET 速率的相同用户提供时间序列计算。来自向下的表面层计算继续，其中任何没有使用的 ET 可用于下一较低层。因此在任意时刻 t ：

$$e_1 = \min[E_0(t), d_1 / \Delta t] \quad (6-5)$$

$$e_2 = \min[E_0(t) - e_1, (\theta_2 - \theta_{WP})D_2 / \Delta t] \quad (6-6)$$

$$e_3 = \begin{cases} \min[E_0(t) - e_1 - e_2, \phi_3 d_3 / \Delta t], & \theta_2 < \phi_2 \\ 0, & \theta_2 \geq \phi_2 \end{cases} \quad (6-7)$$

式中 $E_0(t)$ ——用于时刻 t 的潜在 ET 速率；

Δt ——用于数值估计控制流量守恒方程 6-1 到 6-3 的时间步长；

θ_{WP} ——用户提供的枯萎点土壤含湿量。

土壤枯萎点是指低于该值时的含湿量，植物可能不再从土壤中取水。于是当土壤湿度 θ_2 达到枯萎点时，没有从土壤层向 ET 的贡献。

注意每一层来的 ET 怎样通过剩余潜在 ET 量和层中蓄水量限制。此外：

- 当土壤层饱和时， e_3 为零。
- 在结合表面下渗时段 ($f_1 > 0$) 时， e_2 和 e_3 为零，因为假设结果蒸发压力将充分高，为了防止出现任何 ET。

土壤穿透 (f_2)

水通过土壤层进入其下蓄水层的穿透速率 (f_2)，可以利用 Darcy 法则模拟，类似于 SWMMH 现有地下水模块中使用的方式 (见第 I 卷的第 5 章)。该通量的结果方程为：

$$f_2 = \begin{cases} K_{2S} \exp(-HCO(\phi_2 - \theta_2)), & \theta_2 > \theta_{FC} \\ 0, & \theta_2 \leq \theta_{FC} \end{cases} \quad (6-8)$$

式中 K_{2S} ——土壤饱和导水率 (ft/sec)；

HCO ——根据含湿量曲线数据推导的衰减常数，描述导水率怎样随含湿量的下降而下降；

θ_{FC} ——土壤产水能力含湿量。

不饱和土壤穿透的相同表达式，用于 SWMMH 的地下水模块中。当含湿量 θ_2 低于产水能力含湿量 θ_{FC} 时，那么穿透速率变为零。该限值对应于产水能力概念，作为不能够仅仅靠重力去除的可排土壤水 (Hillel, 1982, p.243)。

底部渗出 (f_3)

从蓄水层底部进入本地土壤的渗出速率，通常取决于蓄水深度和 LID 单元以下土壤的湿度

剖面。因为后者是未知的，SWMMH 假设渗出速率 f_3 简单为 LID 单元以下用户提供的本地土壤饱和导水率 K_{3S} 。设置 K_{3S} 为零，说明生物滞留网格具有不渗透底部。

暗渠流量 (q_3)

因为穿孔管道暗渠的水力特性可能很复杂（见 van Schilfgaarde 1974），SWMMH 将简单经验幂法则，用于模拟暗渠出流量 q_3 ：

$$q_3 = C_{3D}(h_3)^{\eta_{3D}} \quad (6-9)$$

式中

- h_3 ——暗渠看到的水头，(ft)；
- C_{3D} ——暗渠流量系数 (ft^{-($\eta_{3D}-1$)})/sec)；
- η_{3D} ——暗渠流量指数。

暗渠看到的水头 h_3 随其上水深变化，形式为：

$$\begin{aligned} d_3 \leq D_{3D} \text{ 时} & \quad h_3 = 0 \\ D_{3D} < d_3 < D_3 \text{ 时} & \quad h_3 = d_3 - D_{3D} \\ d_3 = D_3 \text{ 且 } \theta_{FC} < \theta_2 < \phi_2 \text{ 时} & \quad h_3 = (D_3 - D_{3D}) + (\theta_2 - \theta_{FC})/(\phi_2 - \theta_{FC})D_2 \\ d_3 = D_3 \text{ 且 } \theta_2 = \phi_2 \text{ 时} & \quad h_3 = (D_3 - D_{3D}) + D_2 + d_1 \end{aligned}$$

式中 D_{3D} ——蓄水层底部以上管渠开孔高度 (ft)；

θ_{FC} ——土壤层产水能力含湿量，当低于它时，水难以自由从土壤排放。

暗渠将三个额外参数 C_{3D} 、 η_{3D} 和 D_{3D} 引入到了生物停留网格。没有暗渠流量，直到蓄水层的水深达到安全偏移高度。 η_{3D} 选择数值 0.5，使得管渠流量公式等价于标准孔口公式； C_{3D} 包含了正常孔口流量系数和可用过流面积。将 C_{3D} 设置为零，说明不存在暗渠。结合公式 6-9 计算的流量，应认为是最大潜在值。任何时间步长的实际暗渠流量，以及可用于暗渠的水量，将小于该值。

地表径流 (q_1)

假设超过最大超高（或洼地蓄水）高度 D_1 的任何地表积水，将立即溢流。因此：

$$q_1 = \max[(d_1 - D_1)/\Delta t, 0] \quad (6-10)$$

通量限值

必须为各种生物滞留网格通量速率施加限值，为了保证任意给定时间步长，土壤和蓄水层中的湿度水平不会为负值，也不会超过该层的能力。这些限值按照以下所列次序评估。

1. 土壤穿透速率 f_2 ，受到当前土壤层可排水量加上时间步长内的净水量限制：

$$f_2 = \min[f_2, (\theta_2 - \theta_{FC})D_2/\Delta t + f_1 - e_2] \quad (6-11)$$

2. 蓄水渗出速率 f_3 ，受到当前蓄水层的水量加上时间步长内的净水量限制：

$$f_3 = \min[f_3, d_3\phi_3 / \Delta t + f_2 - e_3] \quad (6-12)$$

3. 当使用暗渠时，暗渠流量 q_3 受到暗渠偏移以上蓄水量加上土壤层过多进流量的限制，在考虑蓄水渗出之后：

$$q_3 = \min[q_3, (d_3 - D_{3D})\phi_3 / \Delta t + f_2 - f_3 - e_3] \quad (6-13)$$

4. 土壤穿透速率也受到蓄水层中未用容积加上时间步长内蓄水净去除水量的限制。

$$f_2 = \min[f_2, (D_3 - d_3)\phi_3 / \Delta t + f_3 + q_3 + e_3] \quad (6-14)$$

5. 水可以渗入到土壤层的速率 f_1 ，受到可用空隙量，加上通过时间步长内排水和蒸发去除的容积限制。

$$f_1 = \min[f_1, (\phi_2 - \theta_2)D_2 / \Delta t + f_2 + e_2] \quad (6-15)$$

当单元完全饱和时（即 $\theta_2 = \phi_2$ 且 $d_3 = D_3$ ），那么水通过土壤和蓄水层的竖向通量必须相同，因为它们之间具有共用的完整湿润界面。对于该种特殊情况，如果 $f_2 > f_3 + q_3$ ，那么 $f_2 = f_3 + q_3$ 。否则 $f_3 = \min[f_3, f_2]$ 且 $q_3 = \max[f_3 - f_2, 0]$ 。此外，表面下渗速率 f_1 不能够超过调整后的土壤穿透速率： $f_1 = \min[f_1, f_2]$ 。（注意因为单元是饱和的，没有出现地下 ET，因此不会影响到这些限值。）

值得关注的是，生物停留网格的这种简单表示，它的描述中使用了总共 15 个用户提供的参数：两个表面层参数 (ϕ_1, D_1)，七个土壤层参数 ($\phi_2, \theta_{FC}, \theta_{WP}, K_{2S}, \psi_2, HCO, D_2$)，三个蓄水层参数 (ϕ_3, K_{3S}, D_3)和三个暗渠参数 ($C_{3D}, \eta_{3D}, D_{3D}$)。定义了土壤层湿度限值 ($\phi_2, \psi_2, \theta_{FC}, \theta_{WP}$) 和导水率 (K_{2S}, HCO) 的六个常数，与用于 SWMMH 水文模块中下渗和地下水流的参数相同（见第 I 卷的第 4 和 5 章）。因为生物停留网格使用的土壤为选择的工程混合物，为了提供良好的排水并支撑植物生长，它的属性将可能不同于现场本地土壤的那些。与所有类型 LID 控制相应的各种参数推荐值，见第 6.6 部分。

通过 SWMMH 模拟的其他 LID 控制的流量平衡方程，与生物停留网格的形式类似。以下部分按照雨水花园、绿色屋顶、渗渠、渗透性路面、雨水桶、屋顶隔断和植草沟的次序讨论模型。

6.2.2 雨水花园

SWMMH 将雨水花园定义为没有蓄水层的生物停留网格。因此它的控制方程为：

$$\text{表面层} \quad \phi_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad (6-16)$$

$$\text{土壤层} \quad D_2 \frac{\partial \theta_2}{\partial t} = f_1 - e_2 - f_2 \quad (6-17)$$

名义土壤渗透速率 f_2 根据公式 6-8 计算。于是受到限制的是，针对土壤层可用排水量（公式 6-11）和雨水花园之下本地土壤的饱和导水率（ K_{3S} ）数值的较小值。剩余的通量计算正如前面描述的。

6.2.3 绿色屋顶

SWMMH 的绿色屋顶也与生物停留网格类似，除了它在蓄水层采用了排水垫而不是砾石集料。排水垫为薄的、多层组织垫子，结合加肋底面，为了输水。它们具有有限的蓄水和排放能力，因此多数用于坡屋顶。另一类型的屋顶排水系统也适合于平屋顶，采用放置在砾石床中的槽式管道，因此功能相当于具有不渗透底部（ $K_{3S} = 0$ ）和暗渠的生物停留网格。

具有排水垫的绿色屋顶控制方程将为：

$$\text{表面层} \quad \phi_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = i - e_1 - f_1 - q_1 \quad (6-18)$$

$$\text{土壤层} \quad D_2 \frac{\partial \theta_2}{\partial t} = f_1 - e_2 - f_2 \quad (6-19)$$

$$\text{排水垫层} \quad \phi_3 \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_2 - e_3 - q_3 \quad (6-20)$$

注意公式 6-18 中缺少捕获径流项 q_0 ，因为绿色屋顶仅仅捕获直接降雨。也没有渗出项 f_3 ，因为绿色屋顶底部包含了不渗透膜。

土壤层表面的径流量（ q_1 ）利用曼宁公式计算，针对均匀地表漫流。假设过流面积宽度大于水深，曼宁公式变为：

$$q_1 = \frac{1.49}{n_1} \sqrt{S_1} (W_1 / A_1) \phi_1 (d_1 - D_1)^{5/3} \quad (6-21)$$

式中

- n_1 ——表面粗糙系数；
- S_1 ——表面坡度（ft/ft）；
- W_1 ——沿着屋顶收集径流的边缘总长度（ft）；
- D_1 ——表面坑洼存水深度（ft）；
- A_1 ——屋顶表面积（ft²）。

作为绿色屋顶设计的一部分，所有这些表面参数由用户提供。这些参数描述的“表面”为土壤层的表面。 W_1/A_1 项表示了过多水量占据的流动路径长度，在它进入屋顶排水系统之前（见图 6-2）。当积水深度 d_1 处于或低于坑洼存水深度 D_1 时，不会出现表面出流量。

表面出流量的另一选项是，过分洼地蓄水 D_1 中任何积水表面水量，变为瞬时径流，利用公式 6-10。它的完成，通过设置 n_1 、 S_1 或 W_1 为零。这可能为更好地选择，对于具有短流动路径长度的屋顶，或者利用内部屋顶排水的平屋顶。

公式 6-20 中的排水垫流量 q_3 假设遵从均匀明渠流，在垫子的渠道中。于是它可以表示为：

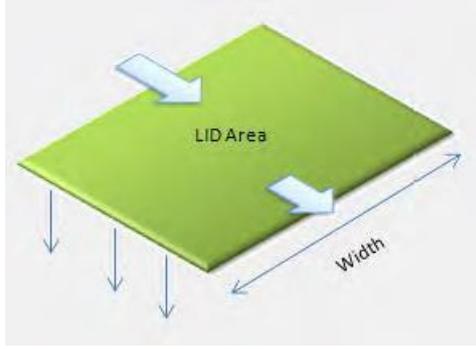


图 6-2 通过绿色屋顶表面的水流路径

$$q_3 = \frac{1.49}{n_3} \sqrt{S_1} (W_1 / A_1) \phi_3 (d_3)^{5/3} \quad (6-22)$$

式中 n_3 ——垫子的粗糙系数；

S_1 , W_1 和 A_1 ——分别为用于评估表面溢流量 (q_1) 的相同坡度、出流面宽度和屋顶表面积。

公式 6-18 到 6-20 中的剩余通量以与生物停留网格相同的方式评估。此外，与生物停留网格相同的通量限制条件 (公式 6-11 到 6-15) 用于绿色屋顶，为了保证用于 f_1 , f_2 和 q_3 的数值维持了可行的湿度水平，针对每一时间步长之后土壤和排水层。

6.2.4 渗渠

渗渠可以按照与生物停留网格相同的方式表示，但是只有表面层和蓄水层。控制方程为：

$$\text{表面层} \quad \phi_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad (6-23)$$

$$\text{蓄水层} \quad \phi_3 \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_1 - e_3 - f_3 - q_3 \quad (6-24)$$

式中 f_1 ——渠道外部进流量加上任何在时间步长内排向蓄水层的地表积水：

$$f_1 = i + q_0 + d_1 / \Delta t \quad (6-25)$$

剩余通量的名义数值，以与生物停留网格相同的方式估计。当砂砾填充沟槽将没有植物在其上生长时，不出现表面层公式中表面孔隙比 ϕ_1 。

这些名义速率受制于以下约束：

1. 蓄水渗出速率 f_3 ，通过当前蓄水层中的水量加上时间步长内加入的净水量制约：

$$f_3 = \min[f_3, d_3 \phi_3 / \Delta t + f_1 - e_3] \quad (6-26)$$

2. 当使用暗渠时，渠道流量 q_3 受到渠道偏移以上蓄水量加上蓄水渗出之后剩余的表面

的任何过量进流量制约，考虑了：

$$q_3 = \min[q_3, (d_3 - D_{3D})\phi_3 / \Delta t + f_1 - f_3 - e_3] \quad (6-27)$$

3. 表面进流速率 f_1 ，受到可用蓄水层空间量加上时间步长内通过渗出、暗渠流量和蒸发去除的容积约束：

$$f_1 = \min[f_1, (D_3 - d_3)\phi_3 / \Delta t + f_3 + q_3 + e_3] \quad (6-28)$$

6.2.5 渗透路面

图 6-3 说明了典型的持续渗透路面系统。它包含了渗透混凝土或沥青顶层，可选砂滤层或其下的基础层，以及底部的砂砾蓄水层（可以包含可选的槽式管道暗渠系统）。它引入了新的层，路面层（层 4），这通过它的厚度（ D_4 ）、孔隙率（ ϕ_4 ）和渗透性 K_4 刻画。砌块系统将看作相同，但是结合额外的参数（ F_4 ），表示了表面通过不渗透砌块占据的面积，以及孔隙率和渗透性参考了用于填充砌块之间缝隙的细小砂砾。对于连续系统， F_4 将为 0。

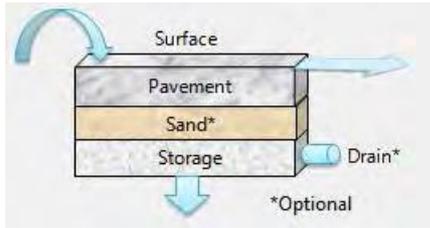


图 6-3 渗透路面系统的表示

结合砂层的渗透路面控制方程有：

$$\text{表面层} \quad \frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad (6-29)$$

$$\text{路面层} \quad D_4(1 - F_4) \frac{\partial \theta_4}{\partial t} = f_1 - e_4 - f_4 \quad (6-30)$$

$$\text{沙层} \quad D_2 \frac{\partial \theta_2}{\partial t} = f_4 - e_2 - f_2 \quad (6-31)$$

$$\text{蓄水层} \quad \phi_3 \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_2 - e_3 - f_3 - q_3 \quad (6-32)$$

式中 θ_4 ——渗透路面层的含湿量；

f_4 ——路面层的排水速率。

所有其他项的定义同前。注意当没有砂层时，略去公式 6-31，用 f_4 替换蓄水层公式 6-32 中的 f_2 。此外，如果铺砌表面没有植被在其上生长，表面层公式中可不出现表面孔隙分数 ϕ_1 。

这些方程中的通量项以与生物停留网格相同的方式估计，结合以下例外：

1. 路面层任何蓄水的蒸发 e_4 ，将按照以下速率计算：

$$e_4 = \min[E_0(t) - e_1, \theta_4 D_4 (1 - F_4) / \Delta t] \quad (6-33)$$

当估计其下层来的 ET 时, $E_0(t)$ 随后减去 e_4 。

2. 从表面层进入路面层的名义通量 (f_1) 与渗渠的相同:

$$f_1 = i + q_0 + d_1 / \Delta t \quad (6-34)$$

3. 离开路面层的名义通量 (f_4) 等于路面孔隙率 K_4 。

4. 当评估暗渠出流量 q_3 时, 一旦蓄水层和砂层 (如果存在) 均饱和, 暗渠中的水头变为:

$$h_3 = (D_3 - D_{3D}) + D_2 + \theta_4 D_4 / \phi_4 \quad (6-35)$$

5. 从表面到路面的通量受到路面可以接受进流量的速率限制。

以下调整用于按照所列次序的名义通量, 维持可行的湿度水平:

1. 路面通量 f_4 :

$$f_4 = \min[f_4, \theta_4 D_4 / \Delta t + f_1 - e_4] \quad (6-36)$$

2. 土壤穿透速率 f_2 :

$$f_2 = \min[f_2, \frac{(\theta_2 - \theta_{FC}) D_2}{\Delta t} + f_4 - e_4] \quad (6-37)$$

3. 蓄水渗出速率 f_3 :

$$f_3 = \min[f_3, d_3 \phi_3 / \Delta t + f_2 - e_3] \quad (6-38)$$

式中, 如果没有土壤层, $f_2 = f_4$ 。

4. 暗渠流量 q_3 (当存在时):

$$q_3 = \min[q_3, (d_3 - D_{3D}) \phi_3 / \Delta t + f_2 - f_3 - e_3] \quad (6-39)$$

式中, 如果没有土壤层, $f_2 = f_4$ 。

5. 路面通量 f_4 :

$$\text{有土壤层时} \quad f_4 = \min[f_4, (\phi_2 - \theta_2) D_2 / \Delta t + f_2 + e_2] \quad (6-40)$$

$$\text{没有土壤层时} \quad f_4 = \min[f_4, (D_3 - d_3) \phi_3 / \Delta t + e_3 + f_3 + q_3] \quad (6-41)$$

6. 土壤穿透速率 f_2 :

$$f_2 = \min[f_2, (D_3 - d_3)\phi_3 / \Delta t + f_3 + q_3 + e_3] \quad (6-42)$$

7. 路面进流量 f_1 :

$$f_1 = \min[f_1, (\phi_4 - \theta_4)D_4(1 - F_4) / \Delta t + f_4 + e_4] \quad (6-43)$$

完全饱和蓄水和砂层的通量调整，遵从用于生物停留网格的那些。当所有表面以下的层饱和时 ($\theta_2 = \phi_2, d_3 = D_3$ 且 $\theta_4 = \phi_4$)，单元仍旧接受降雨/径流流入，那么所有通量设置等于限值。后者为 f_1, f_4, f_2 (如果存在砂层) 和 $f_3 + q_3$ 中的较小值。如果蓄水层不包含通量限值 f^* ，那么它的出流调整如下： $q_3 = \min[q_3, f^*]$ 且 $f_3 = f^* - q_3$ 。

6.2.6 雨水桶

雨水桶可以模拟为所有孔隙空间的蓄水层，并结合了放置在不渗透底部之上的排水阀。仅仅需要单一连续性方程：

$$\text{蓄水层} \quad \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_1 - q_1 - q_3 \quad (6-44)$$

式中 f_1 ——表示雨水桶捕获的表面进流量。

因为雨水桶假设是有盖子的，没有降水输入，没有蒸发通量。一般暗渠公式 6-9 仍旧用于计算雨水桶的管渠流量 q_3 。如果标准孔口出流公式用于计算管渠出流量，那么公式 6-9 中的 η_{3D} 将为 0.5，且 C_{3D} 将为：

$$C_{3D} = 0.6(A_3 / A_1)\sqrt{2g} \quad (6-45)$$

式中 A_1 ——雨水桶的表面积；

A_3 ——管渠阀门开孔面积 (ft^2)；

g ——重力加速度 (即 32.2 ft/sec^2)。

时间步长 Δt 内的出流量将受到雨水桶中蓄水量的限制：

$$q_3 = \min[q_3, d_3 / \Delta t] \quad (6-46)$$

SWMMH 允许在降雨事件前将管渠阀门关闭，然后在降雨终止之后数小时开启。如果阀门关闭，那么 q_3 将为 0。

雨水桶的进流量为用于雨水桶的外部径流 q_0 与时间步长内可用空蓄水量中的较小值：

$$f_1 = \min[q_0, (D_3 - d_3) / \Delta t + q_3] \quad (6-47)$$

最后当用于雨水桶的径流超过接受该进流量的能力时，雨水桶按照速率 q_1 溢流：

$$q_1 = \max[0, q_0 - f_1] \quad (6-48)$$

6.2.7 屋顶隔断

SWMMH 子汇水面积内包含的屋顶面积，通常处理为不渗透表面，其径流直接连接到子汇水面积雨水管渠出口。利用 SWMMH 的地表漫流重新演算选项，可能断开屋顶面积，使它的径流流过子汇水面积的渗透面积，在这里有机会下渗到土壤（见第 I 卷的第 3.6 部分）。屋顶隔断 LID 控制提供了模拟允许比地表漫流重新演算更详细水平的屋顶径流另一选项。

图 6-4 说明了屋顶隔断模拟的典型布局。来自屋顶表面的径流在边沟、落水管和引导管的管渠系统中收集。任何超过屋顶管渠系统能力的流量，成为可以重新演算到渗透面积的溢流。屋顶管渠流也可演算返回到渗透面积（为了隔断屋顶），或者送到雨水管道，保持屋顶的直接连接。另一种选项，模拟双排水系统（街道流动和排水管道流动）时使用，允许溢流贡献于大型（街道）系统，屋顶管渠流进入小型（排水管道）系统。

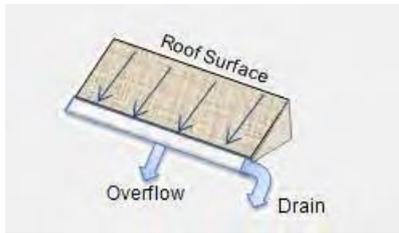


图 6-4 屋顶隔断示意图

为了按照与其他 LID 控制相同的方式模拟屋顶，需要屋顶表面的单一流量连续性方程：

$$\text{表面层} \quad \frac{\partial d_1}{\partial t} = i - e_1 - q_1 - q_3 \quad (6-49)$$

式中 q_3 ——解释为每单位屋顶面积通过屋顶管渠系统的流量；

q_1 ——该系统的溢流量。

屋顶表面的蒸发 (e_1) 按照与生物停留网格表面相同的方式计算（公式 6-5）。屋顶表面的名义径流 q_1 ，在进入屋顶边沟之前，也按照与绿色屋顶相同的方式计算。如果提供了关于屋顶宽度、坡度和表面粗糙度的信息，使用曼宁公式 6-21。可是现在粗糙度是针对屋面本身，不是绿色屋顶中发现的生长介质。否则公式 6-10 用于转换任何屋顶坑洼存水 (D_1) 的过多流量，到立即径流。通过屋顶管渠的流量 q_3 ，为名义 q_1 和屋顶管渠系统过流能力 ($q_{3\max}$) 中的较小值：

$$q_3 = \min[q_1, q_{3\max}] \quad (6-50)$$

注意 $q_{3\max}$ 为用户指定参数，单位为 cfs 每平方英尺屋顶面积。

实际溢流量 q_1 简单表示为名义速率和 q_3 之差。

6.2.8 植草沟

如图 6-5 所示，SWMMH 将植草沟看作自然草砌梯形渠道，输送捕获的径流到另一位置，允许它下渗到其下的土壤。它可以结合单一表面层模拟，其连续性方程为：

$$\text{表面层} \quad A_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = (i + q_0)A - (e_1 + f_1)A_1 - q_1A \quad (6-51)$$

式中 A_1 ——水深 d_1 的表面积；

A ——用户指定的，由洼地占据的面积，它的总高度为 D_1 。

与其他 LID 控制中假设所有层具有恒定表面积不同，该方程认为表面积随洼地中水深变化。

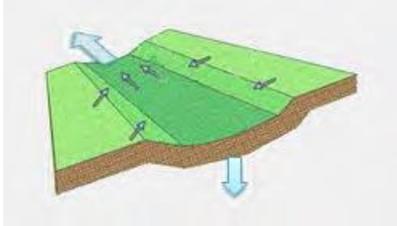


图 6-5 植草沟表示

根据简单几何特性，表面积 A_1 和水深 d_1 之间的关系为：

$$A_1 = \frac{a}{W_1} [W_1 - 2S_x (D_1 - d_1)] \quad (6-52)$$

式中 W_1 ——总高度 D_1 处洼地的宽度；

S_x ——梯形边坡（水平/竖直）。

包含在洼地中的水容量 V_1 为纵向洼地长度 A/W_1 乘以湿润断面积 A_x ：

$$V_1 = (A/W_1)A_x \quad (6-53)$$

湿润断面积为：

$$A_x = d_1(W_x + d_1S_x)\phi_1 \quad (6-54)$$

式中 W_x ——洼地断面底部的宽度（等于 $W_1 - 2S_xD_1$ ）；

ϕ_1 ——由植被占据的表面以上容积比。

洼地中表面蒸发的容积速率 e_1A_1 为外部潜在 ET 速率 $E_0(t)A_1$ 与时间步长内表面水的可用容积 $V_1/\Delta t$ 中的较小值。因为洼地假设座于子汇水面积本地土壤的顶部，下渗速率 f_1 与通过 SWMMH 径流模块子汇水面积的渗透面积取相同计算值（细节见第 I 卷第 4 章）。

利用曼宁公式计算洼地容积出流量 q_1A ：

$$q_1A = \frac{1.49}{n_1} \sqrt{S_1} A_x R_x^{2/3} \quad (6-55)$$

式中 n_1 ——洼地表面的粗糙度；

S_1 ——流向中的坡度；

R_x ——水力半径（ft），给出为：

$$R_x = \frac{A_x}{(W_x + 2d_1\sqrt{1 + S_x^2})} \quad (6-56)$$

总之，为了模拟植草沟，需要的参数包括它的表面积 A ，它的顶宽 W_1 ，它的最大深度 D_1 ，它的表面粗糙度 n_1 ，它的纵向坡度 S_1 ，它的边坡坡度 S_x ，以及没有通过植被占据的容积比 ϕ_1 。

6.2.9 堵塞

渗透路面系统内沉淀的细小沉积物堵塞，随着时间恶化了下渗速率 (Ferguson, 2005)，为了维护它们性能，必须周期性清空它们的表面 (PWD, 2014)。渗渠也遭受到堵塞 (US EPA, 1999)，通常需要结合其他 BMPs，例如植草缓冲带，为了去除粗大沉积物 (MDE, 2009)。

SWMMH 将简化方法用于确定堵塞将怎样随着时间降低渗透路面和砂砾蓄水层的导水率。它是根据由 Siriwardene et al. (2007) 经验推导的模型，以及通过 Lee et al. (2015) 使用的线性化形式。那些模型中，当累积沉积物质量负荷的连续函数通过时，问题中介质的导水率随着时间下降。因为堵塞为长期现象，累积沉积物质量负荷可以替换为累积进流容积，假设恒定的长期平均沉积物进流浓度。可以调整该进流容积，针对相关 LID 层中空隙空间的量，以便导水率降低成为通过 LID 单元处理的大量层空隙容积的函数。

如果将堵塞因子 CF 定义为处理的大量层空隙容积，为了完全堵塞层，假设导水率的线性损失，随着处理的空气容积量，于是一定时刻 t 的导水率 K 可以估计为：

$$K(t) = K(0) \left(1 - \frac{Q(t)V_{void}}{CF} \right) \quad (6-57)$$

式中 $K(0)$ ——初始导水率；

V_{void} ——LID 层中单位面积空隙容积；

$Q(t)$ ——LID 装置在时刻 t 的累积进流容积（单位面积的）。可估计为：

$$Q(t) = \int_0^t (i(\tau) + q_0(\tau)) d\tau \quad (6-58)$$

式中 $i(\tau) + q_0(\tau)$ ——通过 LID 装置在时刻 τ 看到的降雨加上捕获的径流进流量。

将公式 6-57 用于渗渠的蓄水层，得到将以下 K_{3S} 数值，用于评估时刻 t 装置底部的渗出速率（由公式 6-12）：

$$K_{3S}(t) = K_{3S}(0) (1 - Q(t)D_3\phi_3 / CF_3) \quad (6-59)$$

式中 $K_{3S}(0)$ ——沟槽底部以下土壤的初始饱和导水率；

CF_3 ——沟槽的堵塞因子。

针对渗透路面装置的路面层，按相同方式执行，时刻 t 处路面渗透性 K_4 为：

$$K_4(t) = K_4(0)(1 - Q(t)D_4\phi_4(1 - F_4)/CF_4) \quad (6-60)$$

式中 $K_4(0)$ ——时刻 0 的路面渗透性；

CF_4 ——路面堵塞因子。

这种简单的堵塞模型仅仅需要对于每一 LID 控制, 用户提供单一参数; 即它的堵塞因子 CF。如果没有提供数值 (或者它的数值设置为 0), 那么忽略堵塞。

6.3 LID 部署

讨论用于求解控制 LID 方程组的计算步骤之前, 有用的是描述可用于在 SWMM 项目内部署 LID 控制的各种可用选项。LID 控制的应用可分为两个阶段, 首先创建一组尺寸独立的 LID 设计, 然后将这些设计的任何期望混合和尺寸确定赋给所选子汇水面积。因为所有计算在单位面积基础上, 该方法也允许处理给定设计的复制单元 (例如 50 个 50 加仑的雨水桶), 好像它是一个较大的 LID 装置。

在 SWMM 模型的子汇水面积内放置 LID 控制, 有两种不同的方法:

1. 将一个或者多个控制赋给现有子汇水面积。每一控制接受通过子汇水面积不渗透面积产生的指定径流部分。

2. 单一 LID 控制 (或者相同设计的多个装置) 占据了子汇水面积的整个面积。它的进流量包括直接降雨加上来自连接到包含 LID 装置的子汇水面积任何上游子汇水面积的径流。

第一种方法通常用于面积较大的研究中, 其中控制的组合将在许多不同子汇水面积中部署。第二种方法可用于较小的研究面积, 期望对特定 LID 处理链的详细分析。

如果结合多个 LID 装置的子汇水面积接收了来自上游子汇水面积的径流, 那么流量首先均匀分配在渗透和不渗透面积上。不渗透面积径流然后演算到各种 LID 装置。演算任何来自 LID 装置的地表溢流和暗渠流的选项, 总结如下:

1. 缺省是将这些流量输送到父汇水面积的出水口目的地。

2. 如果期望, 来自每一装置的暗渠流量可演算到独立目的地。

3. 另一选项, 尤其适合于雨水桶, 是为了将装置的整个出流量演算返回到子汇水面积渗透面积中。

图 6-6 说明了布置 LID 控制的一些可用选项。图 6-6A 说明了包含两种不同类型控制的子汇水面积, 每一个接受子汇水面积不渗透面积径流的不同部分。LID1 包含了暗渠, 而 LID2 没有。来自装置的任何地表或暗渠流输送到整个子汇水面积指定的同一出水节点。图 6-6B 类似于图 6-6A, 除了 LID1 将它的暗渠流量输送到不同的出水口, 而不是作为整个子汇水面积的出水口。图 6-6C 中, LID1 将它的地表溢流和暗渠流量输送返回到子汇水面积的渗透面积。图 6-6D 说明了两个 LID 装置串联的情况, 每一个装置占据了它的整个子汇水面积。LID1 的进流量来自上游子汇水面积, 它的地表溢流演算到 LID2; 它的暗渠流量输送到与 LID2 使用的相同出水口位置。

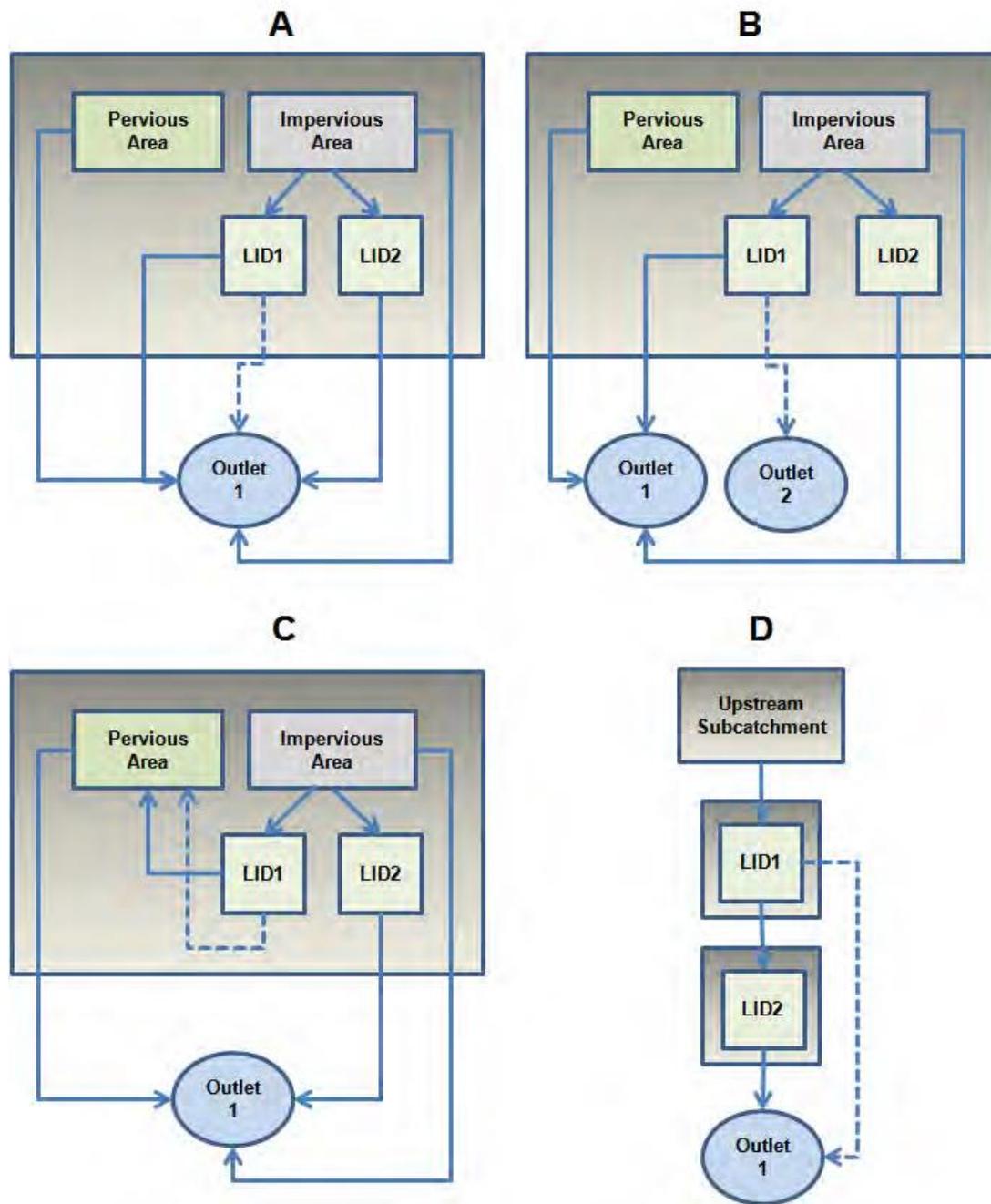


图 6-6 布署 LID 控制的不同选项

6.4 计算步骤

LID 计算为 SWMM 径流计算的子过程。它们在每一径流时间步长进行，针对包含了 LID 控制的每一子汇水面积，在已经求得来自子汇水面积的非 LID 部分（渗透和不渗透）的径流之后，以及在作出任何地下水计算之前（见第 I 卷的第 3.4 部分）。单个 LID 装置的计算包括以下四步：

1. 确定通过 LID 装置处理的进流量 ($i + q_0$)。
2. 评价可用流量连续性方程右侧的各种通量项 (e, f 和 q)。
3. 求解时间步长末每一层含水量新数值的连续性方程组。
4. 将装置的地表径流 (q_1)、下渗 (f_3) 和暗渠流量 (q_3) 添加到子汇水面积总量中。

确定步骤 1 中 LID 装置进流量的过程，取决于装置是仅仅构成了它的子汇水面积一部分，还是它占据了整个子汇水面积。前一情况中，通过装置处理的径流量 q_0 计算为：

$$q_0 = q_{imp} F_{out} R_{LID} \quad (6-61)$$

式中 q_{imp} ——总不渗透面积径流量 (ft/sec)；

F_{out} ——演算到子汇水面积出水口的不渗透面积径流部分，

R_{LID} ——LID 装置捕获比。

注意 F_{out} 考虑了用户将一部分子汇水面积不渗透面积径流赋给它的渗透面积重新演算的可能性，采用 SWMM 的地表漫流重新演算选项（见第 I 卷第 3.6 部分的解释）。当没有不渗透面积的外部重新演算（或者断开）时， F_{out} 等于 1.0。计算中引入了新的参数，LID 装置的捕获比 R_{LID} 。它定义为直接连接到 LID 装置的子汇水面积不渗透面积量，除以 LID 装置本身的面积。

当单一 LID 装置占据了整个子汇水面积时， q_0 包含了任何演算到子汇水面积的外部地表漫流。这些流量可能包括来自其他上游子汇水面积的径流，以及来自演算到子汇水面积的其他 LID 装置的任何暗渠流量。

计算过程的第 2 步评估了控制连续性方程右侧的通量项，对于被分析的 LID 装置每一层。这些项取决于每一层中存储的当前含湿量水平。第 6.2 部分详细讨论了怎样计算每一通量项。首先从顶部移向 LID 装置的底部重新回顾评价的蒸发蒸腾作用。剩余通量项然后在相反方向评价，即从装置的底部移向最顶层。

步骤 3 在单一时间步长积分控制连续性方程，对于每一 LID 装置层的含水量，求得新的数值。令 \mathbf{x} 为层中含湿量向量，其中 $\mathbf{x} = [\phi_1 d_1, D_2 \theta_2, \phi_3 d_3, D_4 (1 - F_4) \theta_4]$ ，并令

$\Gamma = [\Gamma_1, \Gamma_2, \Gamma_3, \Gamma_4]$ ，为通过每一层的净水通量（进流量减出流量）（即，每一层连续性方程的右侧数值）。如果特定层 i 没有用于给定 LID 装置，例如针对雨水层的土壤层，那么 x_i 和 Γ_i 将均为零。现在流量连续性方程可以更简练，书写为：

$$\frac{\partial \mathbf{x}}{\partial t} = \Gamma(\mathbf{x}(t)) \quad (6-62)$$

式中 Γ 通常为 \mathbf{x} 的非线性函数。

该方程系统可以数值求解，通过将梯形方法 (Ascher and Petzold, 1998) 用于在时间上离散化它们，如下：

$$\mathbf{x}(t + \Delta t) = \mathbf{x}(t) + [\Omega \Gamma(\mathbf{x}(t + \Delta t)) + (1 - \Omega) \Gamma(\mathbf{x}(t))] \Delta t \quad (6-63)$$

式中 $\Omega=0.5$ ，且 Δt 为用于计算径流的雨天水文时间步长。（SWMM 径流时间步长的讨论见第 I 卷第 3.5 部分。）该方程使 LID 装置中新的含水率，等于原来的含水率加上时间步长内出现的新平均净容积。在时刻 0，LID 装置土壤和蓄水层中的含水量，设置为用户提供的百分比饱和度；其他层湿度水平在开始为 0。

因为出现在公式 6-63 右侧的 $\Gamma(\mathbf{x}(t+\Delta t))$ ，取决于未知的新含水率；必须使用迭代方法求解该方程。令 $\mathbf{x}(t+\Delta t)^v$ 为第 v 次迭代处的 $\mathbf{x}(t+\Delta t)$ 的估计值，其中初始 $\mathbf{x}(t+\Delta t)^0 = \mathbf{x}(t)$ 。（注： v 为迭代计数器，并非幂。）于是对于第 $v+1$ 次迭代， $\mathbf{x}(t+\Delta t)$ 的新估计值为：

$$\mathbf{x}(t+\Delta t)^{v+1} = \mathbf{x}(t) + [\Omega\Gamma(\mathbf{x}(t+\Delta t)^v) + (1-\Omega)\Gamma(\mathbf{x}(t))]\Delta t \quad (6-64)$$

当 $\mathbf{x}(t+\Delta t)$ 的变化充分小时，迭代中止。SWMM 将精度 0.00328 英尺（即 1.0 毫米）作为中止精度。

如果选择 Ω 为 0，方程 6-64 等价于欧拉方法，于是：

$$\mathbf{x}(t+\Delta t) = \mathbf{x}(t) + \Gamma(\mathbf{x}(t))\Delta t \quad (6-65)$$

这可以直接求解，不需要任何迭代方法。数值测试说明，较简单的欧拉方法工作良好，结合所有类型的控制（除了植草沟）。植草沟需要迭代的梯形方法，结合 Ω 为 0.5，为了产生可接受连续性误差的结果。

当将方程 6-64 或 6-65 用于更新每一时间步长处 LID 装置的湿度状态时，必须强调以下湿度水平的物理下限和上限：

$$\begin{aligned} 0 &\leq d_1 \leq D_1 \\ \theta_{wp} &\leq \theta_2 \leq \phi_2 \\ 0 &\leq d_3 \leq D_3 \\ 0 &\leq \theta_4 \leq \phi_4 \end{aligned}$$

最后，步骤 4 将来自 LID 装置的出流量与子汇水面积作为整体的那些合并。由 LID 装置产生进入本地土壤的任何下渗量，添加到子汇水面积的总下渗量中，最终输入到 SWMM 的地下水模块。保持独立跟踪来自 LID 装置的任何暗渠流量，以便可以演算到它的指定目的地（输送系统中的另一子汇水面积或其他位置）。它没有作为子汇水面积报告地表径流的一部分被包括。来自装置 (q_1A) 的任何地表径流或溢流，添加到子汇水面积总径流量中；除了如果装置出流量已经指定返回到子汇水面积渗透面积的情况。后一情况中，单独考虑总返回流量，并将 LID 地表流量添加到它。

当关注水质，径流通过或者越过 LID 控制时，没有明确计算成分浓度的变化。子汇水面积污染物冲刷浓度的计算，见第 4.3 部分的描述；好像不存在 LID 控制那样。来自每一子汇水面积 LID 控制的任何地表出流量或暗渠流量赋以它的浓度。

该管理具有两个例外。一个例外在当 LID 装置占据小于子汇水面积的总面积且污染物具有非零降雨浓度时使用。该情况中，来自子汇水面积非 LID 部分的冲刷负荷（已经考虑了任何湿沉降）结合了来自 LID 区域的直接降雨负荷，为了达到修改出流量浓度处：

$$C_{out} = \frac{[(C_{out}Q_{out})_{non-LID} + C_{ppt}iA_{LID}]}{Q_{out,non-LID} + iA_{LID}} \quad (6-66)$$

式中

- C_{out} ——LID 处理后子汇水面积出流中污染物浓度 (质量/L);
- $C_{out,non-LID}$ ——LID 处理前子汇水面积出流中污染物浓度 (质量/L);
- $Q_{out,non-LID}$ ——任何 LID 处理之前离开子汇水面积的地表径流量 (cfs);
- C_{ppt} ——降雨中污染物浓度 (质量/L);
- i ——径流量 (ft/sec);
- A_{LID} ——子汇水面积中所有 LID 装置的总表面积 (ft²)。

第二个例外是,当单一 LID 装置占据了它的整个子汇水面积。该情况中,将没有通过任何非 LID 地表生成的冲刷负荷,装置出流中的污染物浓度将等于进流的。于是对于任何特定污染物,

$$C_{out} = \frac{((W_{runon}/28.3) + C_{ppt}iA_{LID})}{Q_{runon} + iA_{LID}} \quad (6.67)$$

- 式中 Q_{runon} ——演算到 LID 汇水面积中所有上游子汇水面积的综合径流量 (cfs);
- W_{runon} ——包含在该径流进流量中的总污染负荷 (质量/sec);

因子 28.3 用于将计量单位立方英尺转换为升。

于是尽管 LID 控制没有修改水质成分的浓度,可看到在进流中,它降低总污染物负荷通过到下游位置,正比于产生径流中的降低。当暴雨完全通过 LID 装置捕获时,它的有效去除率为 100%。

6.5 参数估计

由 SWMM 模拟的 LID 控制变化性,引入了必须通过用户赋值的显著数量设计变量和参数。这些包括确定参数的尺寸(表面积、层深和捕获比),地表参数(超高、出流面宽度、坡度和粗糙度),土壤参数(湿度限值和导水率),路面参数(孔隙比和穿透性),蓄水参数(孔隙比和本地土壤导水率),排水参数(流量系数和指数、屋顶排水能力和排水垫粗糙系数),以及堵塞参数。因为 LID 的很大兴趣和接受性,许多当地和州政府已经准备了设计手册,推荐了许多关键参数的范围。表 6-1 选列了一些均在线可用的手册。除非特意注释,这些手册将作为以下章节描述的 LID 参数值源头。

6.5.1 生物停留网格和雨水花园

表 6-2 列出了生物停留网格和雨水花园的参数值范围,表达为典型美国单位英寸和小时。它们内部转换为英尺和秒,用于控制守恒方程。

表中土壤湿度限值是根据计算的范围,针对砂子、壤质砂土和砂质壤土组织,利用 SPAW 模型 (Saxton and Rawls, 2006),结合有机含量范围在 2.5 和 8%之间。模型可用于估计特定限

值，根据土壤砂、粘土和有机含量的知识。例如，典型工程土壤在重量上可能包括 85% 砂土、5% 粘土和 5% 的有机物。对于该土壤，利用 SPAW 计算器，产生了表 6-3 中所列特性。利用计算器估计穿透衰减常数 HCO，为了计算大范围含水量 θ 的导水率 K_2 ，然后回归 $-\ln(K_2/K_{2s})$ 与 $\varphi_2 - \theta$ 之间的关系，求得 HCO 的最佳拟合值。用于估计吸水头的方程在第 I 卷第 4.4 部分引入。

表 6-1 用作 LID 参数值源头的设计手册

组织	手册标题	年	URL
Prince George Conty Maryland	低影响开发设计: 综合设计方法	1999	http://water.epa.gov/polwaste/green/upload/lidnatl.pdf
Denver Urban Drainage and Flood Control District	城市雨水排放准则手册, 第 3 卷 最佳管理实践	2010	http://udfcd.org/wp-content/uploads/uploads/vol3%20criteria%20manual/USDCM%20Volume%203.pdf
Toronto and Region Conservation Authority	低影响开发雨水管理规划和设计指南	2010	http://www.creditvalleyca.ca/wp-content/uploads/2014/04/LID-SWM-Guide-v1.0_2010_1_no-appendices.pdf
Washington State University Extension	Puget Sound 低影响开发技术指南	2012	http://www.psp.wa.gov/downloads/LID/20121221_LIDmanual_FINAL_secure.pdf
District of Columbia	雨水管理指南	2013	http://doee.dc.gov/swguidebook
Philadelphia Water Department	雨水管理指南, 第 2.1 版	2014	http://www.pwdplanreview.org/upload/pdf/Full%20Manual%20%28Manual%20Version%202.1%29.pdf
University of New Hampshire Stormwater Center	UNHSC 多孔沥青路面和渗透床设计规范	2014	http://www.unh.edu/unhsc/sites/unh.edu.unhsc/files/pubs_specs_info/unhsc_pa_spec_10_09.pdf
NY State Department of Environmental Conservation	雨水管理设计手册	2015	http://www.dec.ny.gov/docs/water_pdf/swdm2015entire.pdf

表 6-2 生物停留网格参数的典型范围

参数	范围
最大超高, 英寸 (D_1)	6-12
表面孔隙率 (φ_1)	0.8-1.0
土壤层厚度, 英寸 (D_2)	24-48
土壤属性:	
孔隙率 (φ_2)	0.45-0.6
产水能力 (θ_{FC})	0.15-0.25
枯萎点 (θ_{WP})	0.05-0.15

饱和导水率, in/hr (K_{2S})	2.0-5.5
湿润锋面吸水头, 英寸 (ψ_2)	2-4
穿透衰减常数 (HCO)	30-55
蓄水层厚度, 英寸 (D_3)	6-36
蓄水孔隙分数 (ϕ_2)	0.2-0.4
捕获比 (R_{LID})	5-15

表 6-3 典型生物停留网格土壤的土壤特性

土壤属性	数值
孔隙率 (ϕ_2)	0.52
产水能力 (θ_{FC})	0.15
枯萎点 (θ_{WP})	0.08
饱和导水率, in/hr (K_{2S})	4.7
穿透衰减常数 (HCO)	39.3
湿润锋面吸水头, 英寸 ($\psi_2 = 3.23(K_{2S})^{-0.328}$)	1.9

6.5.2 绿色屋顶

绿色屋顶参数值的典型范围见表 6-4。这些是针对厚度较小的大面积绿色屋顶。

表 6-4 绿色屋顶参数的典型范围

参数	范围
最大超高, 英寸 (D_1)	0-3
表面孔隙率 (ϕ_1)	0.8-1.0
土壤层厚度, 英寸 (D_2)	2-6
土壤属性:	
孔隙率 (ϕ_2)	0.45-0.6
产水能力 (θ_{FC})	0.3-0.5
枯萎点 (θ_{WP})	0.05-0.2
植物可用水量 ($\theta_{FC}-\theta_{WP}$)	0.25-0.3
饱和导水率, in/hr (K_{2S})	40-140
湿润锋面吸水头, 英寸 (ψ_2)	2-4
穿透衰减常数 (HCO)	30-55
排水层厚度, 英寸 (D_3)	0.5-2
排水层孔隙分数 (ϕ_2)	0.2-0.4
排水层粗糙度 (n_3)	0.01-0.03
捕获比 (R_{LID})	0

用作绿色屋顶生长介质的“土壤”与自然土壤具有很大差异。这是集料（例如膨胀板岩或页岩，浮石或沸石）、砂子和有机物的工程混合物，产生了具有高孔隙率和保水能力的轻质产品。关于这些混合物的标准农学性质的信息数量有限。表 6-4 列出的湿度限值和导水率数值，是根据 Perelli (2014)提供的文献综述。当与生物停留网格介质的属性比较时，绿色屋顶介质的导水率较高。吸水头和穿透参数的范围默认是典型的壤土和砂壤土。绿色屋顶的捕获比应

为 0，因为它的唯一进流量为直接降雨。

6.5.3 渗渠

渗渠相关参数的建议范围见表 6-5。因为没有在过多重力排水中减缓和滞留水的土壤层，渠道作为简单的“蓄水坑”，其在给定时间步长内蓄水容积的变化，简单表示为捕获通过表面进入的径流量/降雨量与通过底部离开的渗出量之差（假设没有暗渠）。

表 6-5 渗渠参数的典型范围

参数	范围
最大超高，英寸 (D_1)	0-12
表面孔隙率 (ϕ_1)	1.0
蓄水层厚度，英寸 (D_3)	36-144
蓄水层孔隙分数 (ϕ_3)	0.2-0.4
服务面积，英亩	1-5
捕获比 (R_{LID})	5-20

6.5.4 渗透路面

表 6-6 列出了渗透路面的典型参数范围。表面层的最大蓄水高度 D_1 ，表示了路面中坑洼存水深度。它的建议范围为一般不渗透地表的特性 (ASCE, 1992)。表中路面层属性区分了连续混凝土或沥青路面系统与砖砌路面系统。

UNHSC(2009)建议可选砂滤层包含了粗砂/小砾石(bank run 砾石)。它有助于污染物的去除，减缓水通过装置的运动。因为渗透路面的很高导水性，没有砂层表现的装置中与渗渠相同方式的作用，每一时间步长的水位变化简单表示为应用的地表进流量和底部渗出量之差（假设无暗渠）。

表 6-6 渗透路面参数的典型范围

参数	范围
地表坑洼存水，英寸 (D_1)	0-0.1
表面孔隙率 (ϕ_1)	1.0
路面厚度，英寸 (D_4)	3 - 8
连续路面	
孔隙率 (ϕ_4)	0.15 - 0.25
渗透性, in/hr (K_4)	28 - 1750
表面开孔率 ($1 - F_4$)	0
模块铺砌	
孔隙率 (ϕ_4)	0.1 - 0.4
渗透性, in/hr (K_4)	5 - 150
表面开孔率 ($1 - F_4$)	0.08 - 0.10
砂滤层:	
厚度，英寸 (D_2)	8 - 12

孔隙率 (ϕ_2)	0.25 - 0.35
产水能力 (θ_{FC})	0.15 - 0.25
枯萎点 (θ_{WP})	0.05 - 0.10
饱和导水率, in/hr (K_{2S})	5 - 30
湿润锋面吸水头, 英寸 (ψ_2)	2 - 4
穿透衰减常数 (HCO)	30 - 55
蓄水层厚度, 英寸 (D_3)	6 - 36
蓄水孔隙率 (ϕ_3)	0.2 - 0.4
捕获率 (R_{LID})	0 - 5

6.5.5 雨水桶

雨水桶 LID 控制可用于模拟雨水桶和水窖。雨水桶能力通常为 50 到 100 加仑，用于单家庭地块，收集屋顶径流为了可能的景观灌溉。水窖具有较大能力，通常从 250 到 30,000 加仑，用于从家庭和商业设施回收雨水，为了非饮用室内使用。雨水桶/水窖需要的参数为蓄水容器高度 (D_3)、容积（可根据其表面积 A_{LID} 推导）、它的排水管参数以及可能的排放滞后时间。

雨水桶/水窖的高度和容积根据商业可用尺寸确定。排水管偏移通常距离底部 6 英寸（为了捕获沉积物）。可选的，可以利用偏移为 0，相应降低容器高度。

排放流量参数可以根据孔口公式建立（公式 6-45）。流量指数将为 0.5，流量系数将为 4.8 倍排水管直径与水桶直径之比的平方根。后者数量具有单位 $\text{ft}^{0.5}/\text{sec}$ 。为了转换为 SWMM 输入数据集使用的 $\text{in}^{0.5}/\text{hr}$ （或 $\text{mm}^{0.5}/\text{hr}$ ），乘以 12,471（或 62,768）。

作为例子，结合 3.4 英寸塞子的 2 英尺直径雨水桶，将具有排放管道流量系数 $4.8 \times (0.75 / (2 \times 12))^2 \times 12,471 = 58.5 \text{ in}^{0.5}/\text{hr}$ 。为了在小于 15 分钟内排放 4 英尺的捕获水量（94 加仑），这是充分高的。通过使塞子部分打开或者利用软管，可以获得景观灌溉的缓慢释放速率。当计算排水流量系数时，通过利用减小的排水管直径，可以模拟该行动。

排水滞后时间为降雨停止后的时段，直到雨水桶允许放干。如果滞后时间设置为 0，那么排水管线认为总是开启的。为了模拟利用较大水窖的雨水回收，该选项可能是合适的。否则滞后时间的选择，将取决于关于家庭特征做出的假设。

6.5.6 屋顶隔断

屋顶隔断需要的参数为屋顶径流的水流路径长度（公式 6-21 中 W_1/A_1 的倒数）、屋顶坡度、屋顶表面的粗糙系数、屋顶表面的坑洼存水深度以及屋顶排水系统的过流能力 ($q_{3\max}$)。

从屋顶尺寸直接获得水流路径及其坡度。屋顶材料的粗糙系数将类似于沥青和粘土瓦片的那些，0.013 到 0.016。坑洼存水范围从 0.05 到 0.1 英寸，陡坡屋顶取该范围的小值，缓坡屋顶可能具有较大数值。屋顶边沟的过流能力 (ft/sec)，根据以下公式估计（Beij, 1934）：

$$\text{半圆形边沟} \quad q_{3\max} = 0.52w_g^{2.5} / A_r \quad (6-68)$$

$$\text{矩形边沟} \quad q_{3\max} = 7.75(d_g / w_g)^{1.6}(w_g / L_g)^{0.3} w_g^{2.5} / A_r \quad (6-69)$$

式中 w_g ——边沟宽度，英尺；
 d_g ——边沟深度，英尺；
 A_r ——边沟服务屋顶面积，平方英尺；
 L_g ——边沟长度，英尺。

为将 $q_{3\max}$ 转换为 SWMM 5 输入格式需要的 in/hr 或 mm/hr，分别乘以 43,200 或 1,097,280。

6.5.7 植草沟

植草沟相应参数的典型数值见表 6-7。全深度洼地的顶宽 (W_1) 等于 $W_x + 2D_1S_x$ 。将 W_1 乘以洼地长度，求得洼地覆盖的最大表面积 (A_{LID})。

表 6-7 植草沟参数的典型范围

参数	范围
最大深度，英尺 (D_1)	0.5 - 2.0
表面孔隙率 (ϕ_1)	0.8 - 1.0
底宽，英尺 (W_x)	2.0 - 8.0
表面坡度，百分比 (S_1)	0.5 - 3.0
边坡，水平:竖向 (S_x)	2.5:1 - 4:1
表面粗糙度 (n_1)	0.03 - 0.2
捕获比 (R_{LID})	5 - 10

6.5.8 暗渠

当自然土壤下渗速率不充分，为了防止 LID 装置的积水，暗渠被推荐或是需要的。具有三个用户提供的参数描述了暗渠流动：流量系数 (C_{3D})，流量指数 (η_{3D}) 和暗渠偏移高度 (D_{D3})。结合排水管道偏移为网格物理设计的一部分，流量系数和指数必须根据暗渠流量的水力特性推断。可用方法有几种：

1. 假设流量受到用作为暗渠的槽型管道过流能力限制。
2. 假设流量受到速率限制，其中水可以进入排水管道中的槽。
3. 假设流量受到排水管线中的流量限制设施（例如节流阀门或顶部孔口）的限制。

为了使用选项 1，排水管道的完全过流能力根据曼宁公式计算如下：

$$Q_{full} = (0.464 / n_{pipe}) S_{pipe}^{0.5} D_{pipe}^{2.67} \quad (6-70)$$

式中 Q_{full} ——流量 (cfs)；
 n_{pipe} ——管道材料的粗糙系数；
 S_{pipe} ——管道铺设坡度 (ft/ft)；
 D_{pipe} ——管道直径 (ft)。

为了将该数值转换为一组暗渠流量参数，设置排水管道指数 η_{3D} 为零，排水管系数 C_{3D} 为

$$C_{3D} = N_{pipe} Q_{full} / A_{LID} \quad (6-71)$$

式中 N_{pipe} ——装置中的排水管道数量；

A_{LID} ——装置面积 (ft^2)。

因为 η_{3D} 为零， C_{3D} 的单位为 ft/sec 。为了将这些转换为 SWMM 5 输入格式需要的 in/hr 或 mm/hr ，分别乘以 43,200 或 1,097,280。

作为例子，将该方法用于指定暗渠参数，对于两个 4 英尺直径塑料排水管线，粗糙系数 0.01，放置在 0.5% 的坡度，在 1,000 平方英尺的生物停留网格中，产生了排水系数等于

$$C_{3D} = 2(0.464/0.01)(0.005)^{0.5}(4/12)^{2.67}/1000 = 0.00035 \text{ ft}/\text{sec} = 15 \text{ in}/\text{hr}.$$

一旦蓄水层中的水深达到排水管偏移高度，来自土壤层穿透的任何进流量将立即流出暗渠，只要它的流量低于 15 in/hr (正如根据公式 6-8)，以及将从不使用高于偏移高度的蓄水容积。

对于选项 2，可以假设标准孔口公式可以替换暗渠流量表达式 6-9，以便：

$$q_3 = C_{3D}(h_3)^{0.5} \quad (6-72)$$

式中流量指数 η_{3D} 已经设置为 0.5，流量系数现在变成了：

$$C_{3D} = 0.6\sqrt{2g}(A_{slot} / A_{LID}) \quad (6-73)$$

式中 A_{slot} ——排水管道中槽的总面积 (ft^2)；

g ——重力加速度 ($32.2 \text{ ft}/\text{sec}^2$)。

注意， C_{3D} 的单位为 $\text{ft}^{0.5}/\text{sec}$ ，因此当用于公式 6-72 时，结果暗渠通量具有单位 ft/sec (或 cfs/ft^2)。将 C_{3D} 转换为 $\text{in}^{0.5}/\text{hr}$ ，这时用于程序输入的美制单位，将乘以 12,471。为了转换为公制单位的 $\text{mm}^{0.5}/\text{hr}$ ，乘以 62,852。

总的槽面积与 LID 面积的比值，由槽的尺寸、沿着排水管道的槽间距和单个排水管道之间间距确定：

$$A_{slot} / A_{LID} = \frac{N_{pipe} N_{slot} A_{slot}}{(N_{pipe} + 1) \Delta_{pipe}} \quad (6-74)$$

式中

N_{pipe} ——暗管数量；

N_{slot} ——单位管长的槽数量 (ft^{-1})；

A_{slot} ——单槽面积 (ft^2)；

Δ_{pipe} ——管道间距 (ft)。

作为例子，考虑包含双槽管道的暗渠系统，进口面积为每英尺管道为 1 in^2 ，管道间距为 50 ft 。用于计算 C_{3D} 的面积比将为：

$$A_{slot} / A_{LID} = 2 \times (1/144) / (3 \times 50) = 0.0000926$$

将该数值用于公式 6-73，计算 C_{3D} ，得

$$C_{3D} = 0.6 \times \sqrt{64.4} \times 0.0000926 = 0.00045 \text{ ft}^{0.5}/\text{sec} = 5.5 \text{ in}^{0.5}/\text{hr}$$

忽略安全参数的第三种选项，暗渠流量表达式可以再次通过标准孔口公式替换，这次用于暗渠系统的排放点（例如配合顶部孔口的多条管道的出口）：

$$C_{3D} = 0.6\sqrt{2g}(A_{out} / A_{LID}) \quad (6-75)$$

式中 A_{out} ——出口配件的断面积 (ft^2)；

前面描述的相同转换因子，用于将 C_{3D} 的单位 $\text{ft}^{0.5}/\text{sec}$ 转换为 $\text{in}^{0.5}/\text{hr}$ 或 $\text{mm}^{0.5}/\text{hr}$ 。

将该方法用于前面所述一对 4 英寸直径排水管，服务于 $1,000 \text{ ft}^2$ 的网格，没有任何流量约束；将得到 C_{3D} 数值为 $10.5 \text{ in}^{0.5}/\text{hr}$ 。这要高于根据进口控制的 $5.5 \text{ in}^{0.5}/\text{hr}$ 。因此后一数字将用于这些特殊情况下的 C_{3D} 。如果两条暗管通过 T 型配件连接到单条 4 英寸口径出流管，那么流量系数将为 $5.25 \text{ in}^{0.5}/\text{hr}$ ，排水管在出口控制下运行。

6.5.9 堵塞

因为堵塞是一个长期过程，它仅仅用于数月或者更长历时的模拟。SWMM 假设堵塞（即渗透路面系统和渗渠的下渗速率降低）以正比于 LID 装置随时间处理的孔隙容积的恒定速率继续。堵塞速率常数（或堵塞因子 CF ）可以根据取值年数 T_{clog} 计算，为了将下渗速率部分降低到程度 F_{clog} 。例如，渗透路面 CF 可估计为：

$$CF_4 = \frac{I_a(1 + R_{LID})T_{clog}}{\phi_4 D_4(1 - F_4)F_{clog}} \quad (6-76)$$

式中 I_a ——年降雨量，英寸；

R_{LID} ——装置捕获率；

ϕ_4 ——路面层的孔隙率；

D_4 ——路面层的厚度；

F_4 ——不渗透铺砌覆盖的表面积率。

类似的表达式将用于渗渠蓄水层的 CF ，将该层孔隙率和厚度用于表达式，结合 F_4 设置为 0。

对于渗透路面，堵塞持续的速率取决于许多因素，例如采用的渗透路面系统类型，路面或者铺砌模块之间填料的孔隙尺寸，处理径流中颗粒物质的数量和尺寸，以及通过它的车辆交通。对于渗透路面和渗渠最重要的因素可能是捕获率，因为它将影响装置在给定年段内加载多少固体。结合所有同等因素，较高捕获率的 LID 装置将在较短时间内堵塞，与较低捕获率的相比。

在渗透路面停车场 3 年之后，Kumar et al. (2016)测试了下渗速率从 71%降低到 85%。Pitt and Voorhees (2000)说明 3 年内渗透路面渗透性可能有 50%的降低。Yong et al. (2013)发现，渗透沥青路面在 8 到 12 年完全堵塞。对于 Copenhagen 的一对渗渠，Bergman et al. (2011)发现 10 年内渗透速率的 74%降低。

6.6 数值示例

数值示例有助于说明 SWMM 怎样模拟降雨事件中 LID 控制的动态特性。考虑捕获来自停车场所有径流的生物停留网格。它包含了高于 12 英寸砾石蓄水层以上的 24 英寸土壤层，周围具有 5 英寸高的护堤。土壤层中的生长介质是 85% 砂子、5% 粘土和 5% 有机物混合物，属性正如前面的表 6-3 所列（孔隙率 0.52，产水能力 0.15，枯萎点 0.08，饱和导水率 4.7 in/hr，吸水头 1.9 英寸，穿透衰减常数 39.3）。砾石蓄水层孔隙率为 0.4，从该层进入本地土壤的渗出速率为 0.4 in/hr。最初假设生物停留网格没有配备暗渠。

停车场按照完全不渗透模拟，以便所有降雨立即变为径流。生物停留网格占据了 5% 的总汇水面积。于是它的捕获率为 $(1 - 0.05)/0.05 = 19$ 。包含在生物停留网格中的总蓄水容量为高于地面蓄水的 6 英寸，加上土壤孔隙容积 $24 \times (0.52 - 0.08)$ ，加上 12×0.4 英寸的砾石容积，总计为 21.36 英寸。考虑装置捕获率 19，加上装置本身面积，转换成能力为 $21.36/(19 + 1) = 1.07$ 英寸，对应于整个汇水面积。于是当在该深度或者该深度以下时，应能够完全捕获和下渗所有暴雨。这刚好为一种估计，因为它忽略了 0.4 in/hr 渗出装置底部的速率效应，使得具有更多可用蓄水量，作为一个不打折的事件。

停车场和生物停留网格考虑图 6-7 描述的 1 英寸暴雨事件。这是 Philadelphia, PA 在五月份一个雨量计记录的实际事件。该时段内潜在蒸发速率为 0.18 in/日。SWMM 5 用于计算停车场及其 LID 控制对该暴雨事件的水文响应，在 48 小时时段内从完全干燥条件开始。生物停留网格的结果见图 6-8 和 6-9。图 6-8 说明了地表进流量、土壤层穿透和蓄水层渗出随时间的变化。图 6-9 说明每一层内含水率作为它的完全蓄水能力百分比，随时间的变化。

生物停留网格能够完全捕获 1 英寸暴雨。尽管蓄水层和土壤层变得饱和，出现一些地表积水（达到最大 $0.25 \times 6 = 1.5$ 英寸），没有产生径流。通过装置的流量动态性可以分解为五个明确的阶段：

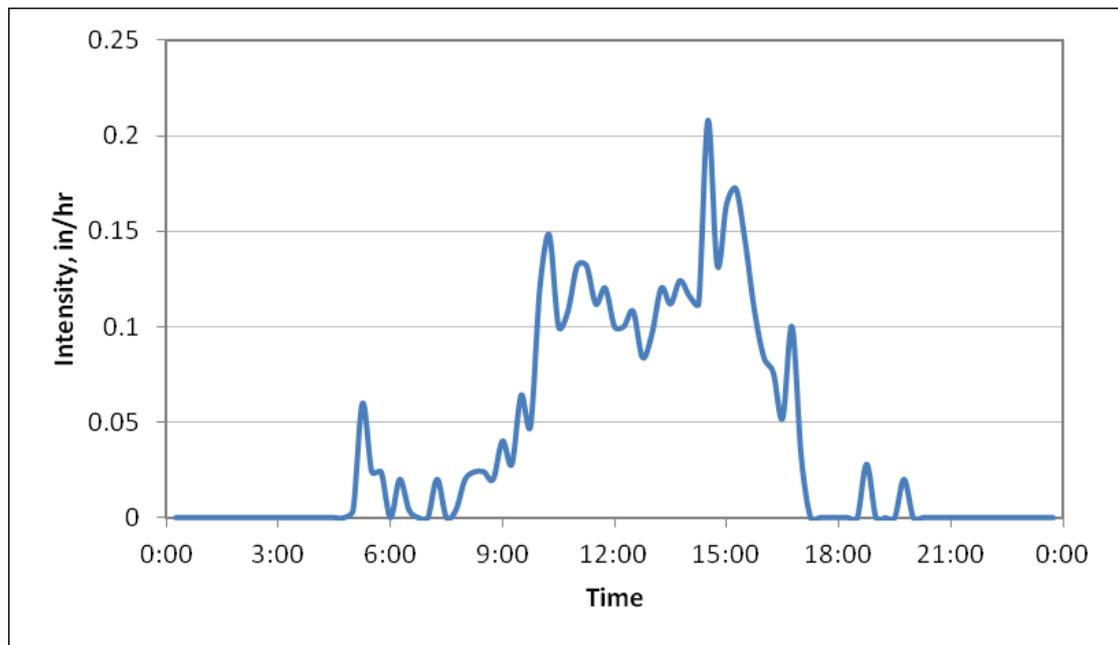


图 6-7 LID 示例使用的暴雨事件

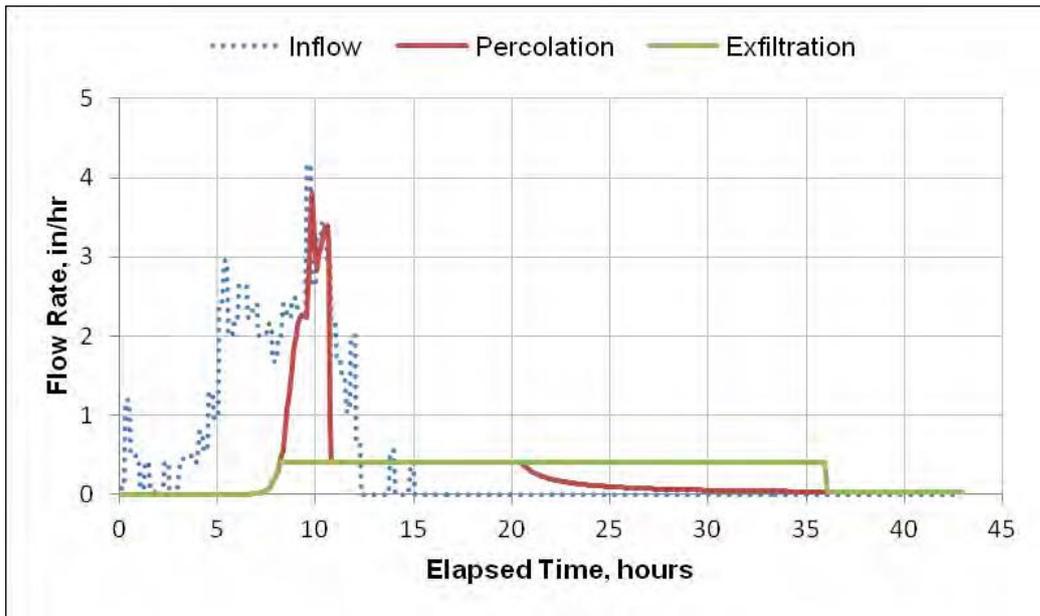


图 6-8 通过无暗渠生物停留网格的流量

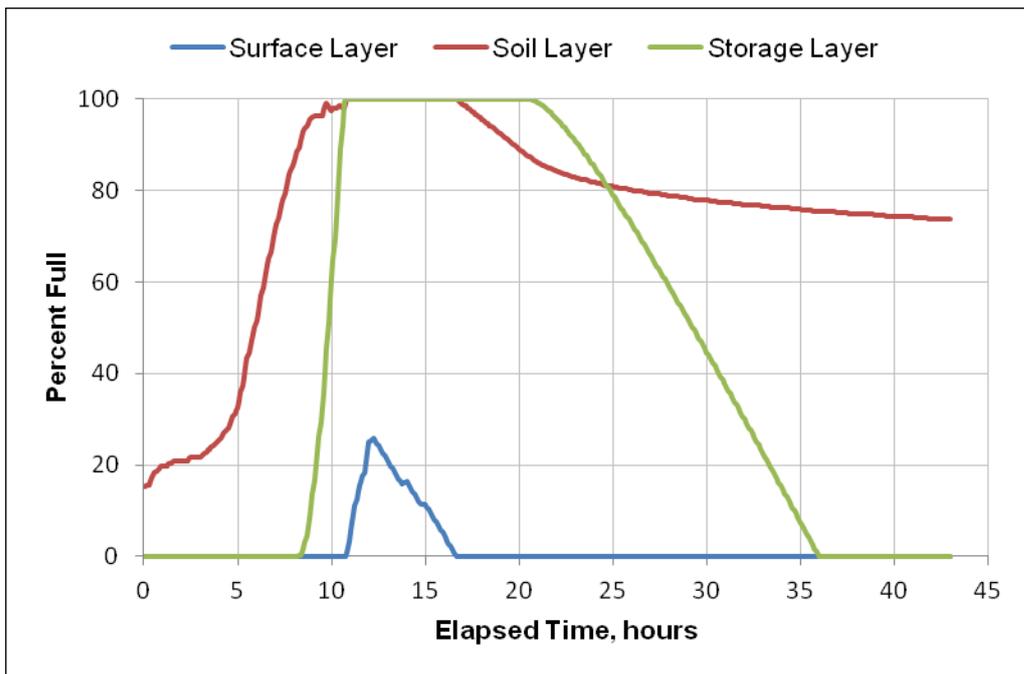


图 6-9 无暗渠生物停留网格中的含水率

1. 湿润阶段：

降雨事件的前 5 小时，土壤注水达到它的产水能力 0.15（29%的饱和性）。该时段内，土壤层接受装置的所有进流量，没有将任何出流量输送到蓄水层。

2. 注水阶段：

其后 6 小时内，装置继续接受进流量，水开始穿透土壤层，以递增速率进入蓄水层。该时段的前 3 小时内，穿透速率低于底部渗出速率，所有水量离开装置，且保持蓄水层干燥。最终土壤含水率变得充分高，以至于穿透速率超过了渗出速率，蓄水层在 3 小时内注水。整

个阶段内，装置仍旧能够接受所有进流量，正如缺乏任何蓄积地表水说明的。

3. 饱和阶段：

将近 11 小时之后，土壤层和蓄水层变满。该时间点时，尽管土壤导水率已经上升高于 4 in/hr，它没有高于可以下渗完全蓄水层的输水速率 0.4 in/hr。其后 4 小时，随着装置继续在满水下接受进流量，地表出现过量积水。

4. 排水阶段：

一旦装置的进流量在大约 15 小时中止，它开始排水，水位从顶部向下回退。地表积水在 16.5 小时完成。然后土壤开始排水，其速率仍旧受到较缓慢底部渗出速率限制，因为蓄水层仍旧为充满的。大约在 21 小时，土壤穿透速率低于渗出速率，蓄水层开始为空。然后需要另外 15 小时，为了完全排干蓄水层。

5. 干燥阶段：

蓄水层完全放干之后，水继续排出土壤层，以低于底部渗出速率的速率；因此所有水量渗入到本地土壤。这继续，直到达到土壤产水能力湿度。之后，土壤继续干燥，通过蒸发蒸腾作用，直到达到枯萎点。

现在考虑发生了什么，当暗渠添加到生物停留网格。排水管位于蓄水层顶部，以便可以利用该层的完全蓄水能力。假设为过分设计，因此它的流量系数赋以很大数值。通过结合暗渠的网格含水率的结果历时见图 6-10。排水管防止了来自装置顶部积水的任何进流量。如图 6-11 所示，排水管仅仅输送蓄水层充满时段内的流量。因为它的过大尺寸，在考虑底部渗出之后的可以接受来自土壤穿透完全剩余的水量。将它与图 6-8 中没有排水管的情况比较，在蓄水层充满时段内，其中土壤穿透受到渗出速率的限制。

通过暗渠输送走的总流量大约为总雨水量的 14%。如果该流量送往雨水管道（这是通常的情况），那么生物停留网格不再说能完全捕获和消除 1 英寸暴雨的径流。

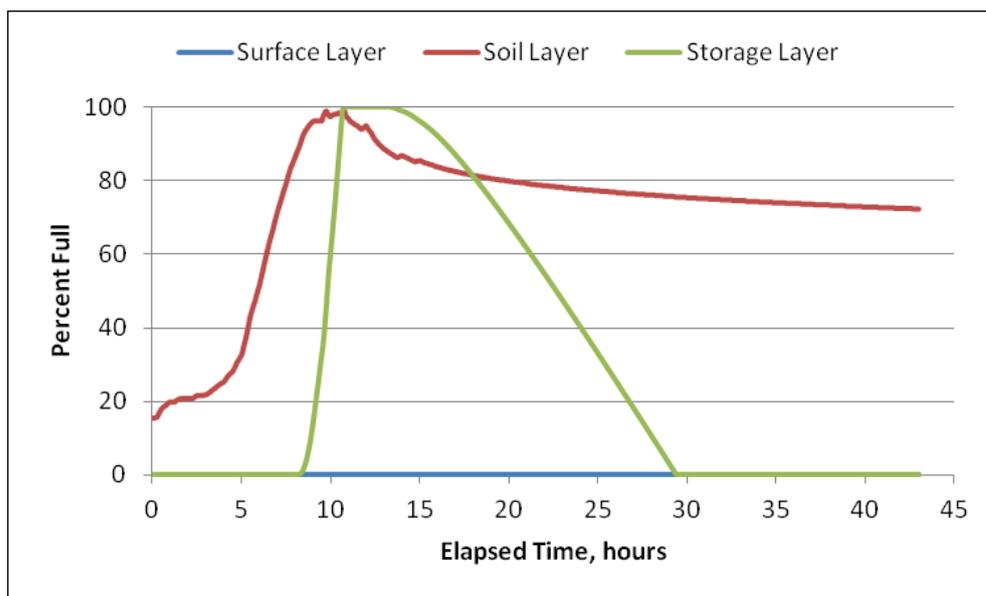


图 6-10 具有暗渠的生物停留网格含水率

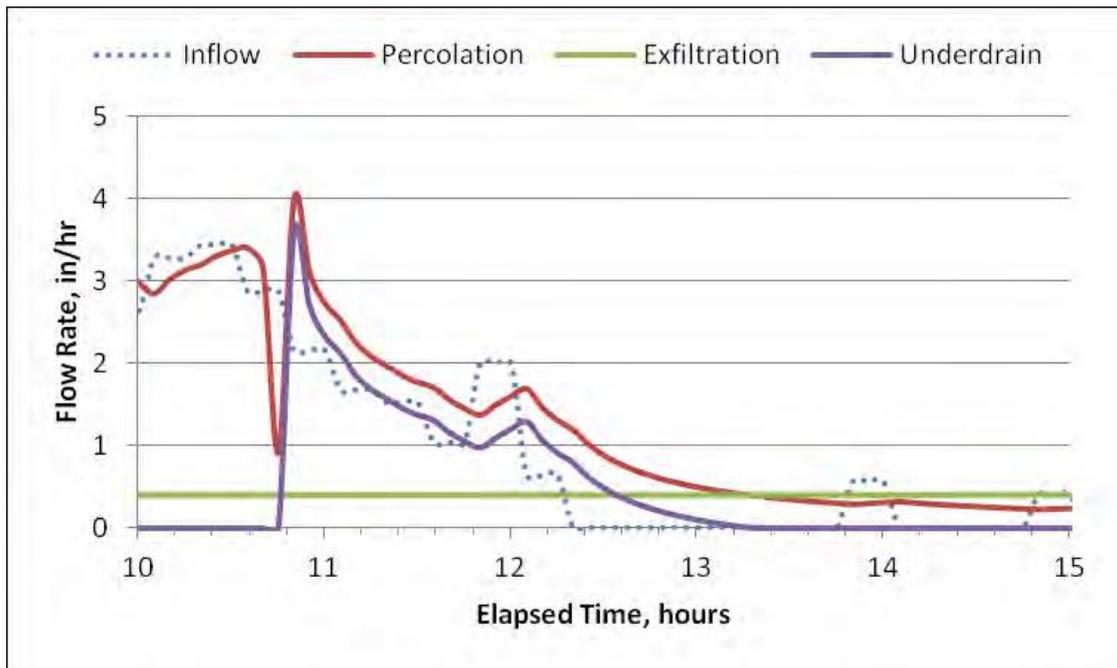


图 6-11 具有暗渠的生物停留网格通量

参考文献

Adams, B.J. and Papa, F., *Urban Stormwater Management Planning, with Analytical Probabilistic Models*, John Wiley and Sons, New York, 2000.

Ascher, U.M. and Petzold, L.R., *Computer Methods for Ordinary Differential Equations and Differential-Algebraic Equations*, SIAM, Philadelphia, 1998.

Avellaneda, P., Ballesterro, T.P., Roseen, R.M., and Houle, J.J., "On Parameter Estimation of Urban Storm-Water Runoff Model", *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 135, No. 8, August 2009, pp. 595-608.

Alley, W.M., "Estimation of impervious area washoff parameters", *Water Resources Research*, Vol. 17, No. 4, 1981, pp. 1161–1166.

Ambrose, R.B. Jr., Wool, T.A., Connolly, J.P, and Schanz, R.W., "WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model -Model Theory, User's Manual, and Programmer's Guide", EPA/600/3-87/039, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA 1988.

American Public Works Association, "Water Pollution Aspects of Urban Runoff," Federal Water Pollution Control Administration, Contract WP-20-15, Washington, DC, 1969.

American Society of Civil Engineers (ASCE) and Water Pollution Control Federation (WPCF), *Design and Construction of Sanitary and Storm Sewers*, Water Pollution Control Federation, Washington, DC, 1969.

American Society of Civil Engineers (ASCE), "Guide for Best Management Practice (BMP) Selection in Urban Developed Areas", Urban Water Infrastructure Management Committee's Task Committee for Evaluating Best Management Practices, ASCE, Reston, VA, 2001.

American Society of Civil Engineers (ASCE), "Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems." American Society of Civil Engineers, New York, NY, 1992.

Ammon, D.C., "Urban Stormwater Pollutant Buildup and Washoff Relationships," Master of Engineering Thesis, Dept. of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, FL, 1979.

Amy, G., Pitt, R., Singh, R., Bradford, W.L. and LaGraff, M.B., "Water Quality Management Planning for Urban Runoff," EPA-440/9-75-004 (NTIS PB-241689), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, December 1974.

Atchison, D. and Severson, L., "RECARGA User's Manual, Version 2.3", University of Wisconsin – Madison, Civil & Environmental Engineering Department, October, 2004.

AQUA TERRA Consultants, "Patuxent River Basin Watershed Model", U.S. Geological Survey, Towson, MD, 1994.

- AVCO Economic Systems Corporation, "Storm Water Pollution from Urban Land Activity," EPA 111034FKL07/70 (NTIS PB-195281), Environmental Protection Agency, Washington, DC, July 1970.
- Baffaut, C. and Delleur, J.W., "Calibration of SWMM Runoff Quality Model with Expert System", *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 116, No. 2, March/April, 1990, pp. 247-261.
- Bear, J. and Cheng, A. H.-D., *Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport*, Springer, Dordrecht, 2010.
- Behera, P.K., Adams, B.J., and Li, J.Y., "Runoff quality analysis of urban catchments with analytical probabilistic models", *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 132, No. 1, 2006, pp 4–14.
- Beij, K.H., "Flow in Roof Gutters", Research Paper RP644, *Bureau of Standards Journal of Research*, Vol. 12, February 1934, pp. 193-213.
- Bergman, M., Hedegaard, M.R., Petersen, M.F., Binning, P., Mark, O., and Mikkelsen, P.S., "Evaluation of two stormwater infiltration trenches in central Copenhagen after 15 years of operation", *Water Science and Technology*, Vol. 63, No. 10, 2011, pp. 2279-2286.
- Betson, R.P., "Bulk Precipitation and Streamflow Quality Relationships in an Urban Area," *Water Resources Research*, Vol. 14, No. 6, December 1978, pp. 1165-1169.
- Bicknell, B.R., Imhoff, J.C., Kittle, J.L., Jr., Donigian, A.S., Jr. and R.C. Johanson, *Hydrologic Simulation Program – Fortran: User's Manual for Release 11*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Athens, GA, 1997.
- Brezonik, P.L., "Nutrients and Other Biologically Active Substances in Atmospheric Precipitation," Proceedings Symposium on Atmospheric Contribution to the Chemistry of Lake Waters, International Association Great Lakes Research, September 1975, pp. 166-186.
- Burton, G.A. and Pitt, R.E., *Stormwater Effects Handbook*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, 2002.
- Center for Watershed Protection (CWP), *Impacts of Impervious Cover on Aquatic Systems*, Watershed Protection Research Monograph No.1, Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD, March 2003.
- Davis, A.P. and McCuen, R.H., *Stormwater Management for Smart Growth*, Springer, 2005.
- Di Toro, D.M., "Probability Model of Stream Quality Due to Runoff," *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, Vol. 110, No. 3, June 1984, pp. 607-628.
- Donigian, A.S., Jr. and W.C. Huber, *Modeling of Nonpoint Source Water Quality in Urban and Non-Urban Areas*, EPA/600/3-91/039 (NTIS PB92-109115), U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1991.

Donigian, A.S., Jr., W.C. Huber and T.O. Barnwell, Jr., “Modeling of Nonpoint Source Water Quality in Urban and Nonurban Areas,” Chapter 7 in *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management*, V. Novotny, ed., Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, PA, 1995, pp. 293-345.

Driscoll, E.D., in “Benefit Analysis for Combined Sewer Overflow Control,” Seminar Publication, EPA-652/4-79-013, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, April 1979.

Driscoll, E.D., “Lognormality of Point and Non-Point Source Pollutant Concentrations,” in *Proc. Stormwater and Water Quality Users Group Meeting*, T.O. Barnwell and W.C. Huber, eds., Orlando, FL, EPA/600/9-86/023 (NTIS PB87-117438/AS), Environmental Protection Agency, Athens, GA, September 1986.

Driscoll, E.D. and Assoc., “Combined Sewer Overflow Analysis Handbook for Use in 201 Facility Planning,” Report to Environmental Protection Agency, Facility Requirements Division, Washington, DC, July 1981.

Dussailant, A.R., Wu, C.H., and Potter, K.W., “Richards Equation Model of a Rain Garden”, *Journal of Hydrologic Engineering*, Vol. 9, No. 3, May, 2004, pp. 219-225.

Ewing, R.E. and Wang, H., “A summary of numerical methods for time-dependent advection-dominated partial differential equations”, *Journal of Computational and Applied Mathematics*, Vol. 128., 2001, pp. 423-445.

Ferguson, B., *Porous Pavements*, CRC Press, Boca Raton, 2005.

Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., and Viklander, M., “SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage”, *Urban Water Journal*, Vol. 12, Issue 7, 2015, pp. 525-542.

Graf, W.H., *Hydraulics of Sediment Transport*, McGraw-Hill, New York, 1971.

Haan, C.T., Barfield, B.J. and J.C. Hayes, *Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments*, Academic Press, New York, 1994.

Haseltine, T.R., “Addition of Garbage to Sewage,” *Water and Sewage Works*, 1950.

He, Z., and Davis, A.P., “Process Modeling of Storm-Water Flow in a Bioretention Cell”, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Vol. 137, No. 3, March, 2011, pp. 121-131.

Heaney, J.P., Huber, W.C., Sheikv, H., Medina, M.A., Doyle, J.R., Peltz, W.A., and Darling, J.E., “Urban Stormwater Management Modeling and Decision Making”, EPA-670/2-75-022 (NTIS PB-242290), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1975.

Heaney, J.P., Huber, W.C., Medina, M.A., Jr., Murphy, M.P., Nix, S.J. and Haasan, S.M., “Nationwide Evaluation of Combined Sewer Overflows and Urban Stormwater Discharges -Vol. II: Cost Assessment and Impacts,” EPA-600/2-77-064b (NTIS PB-266005), U.S. Environmental

Protection Agency, Cincinnati, OH, March 1977.

Hendry, C.D. and Brezonik, P.L., "Chemistry of Precipitation at Gainesville, Florida," *Environmental Science and Technology*, Vol. 14, No. 7, July 1980, pp. 843-849. Hillel, D., *Introduction to Soil Physics*, Academic Press, Orlando, FL, 1982.

Huber, W.C., "Deterministic Modeling of Urban Runoff Quality," *Urban Runoff Pollution*, H. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes, eds., NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 10, Springer-Verlag, New York, 1985, pp. 166-242.

Huber, W.C., "Modeling Urban Runoff Quality: State-of-the-Art," *Urban Runoff Quality-Impact and Quality Enhancement Technology*, B. Urbonas and L.A. Roesner, eds., Proceedings of an Engineering Foundation Conference, American Society of Civil Engineers, New York, June 1986, pp. 34-48.

Huber, W.C., J.P. Heaney, M.A. Medina, W.A. Peltz, H. Sheikh, and G.F. Smith, "Storm Water Management Model User's Manual - Version II," EPA-670/2-75-01 (NTIS PB-257809), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, March 1975.

Huber, W.C., Heaney, J.P., Aggidis, D.A., Dickinson, R.E. and Wallace, R.W., "Urban Rainfall-Runoff-Quality Data Base," EPA-600/2-81-238 (NTIS PB82-221094), Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, October 1981a.

Huber, W.C., J.P. Heaney, S.J. Nix, R.E. Dickinson, and D.J. Polmann, "Storm Water Management Model User's Manual, Version III," EPA-600/2-84-109a (NTIS PB84-198423), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, November 1981b.

Huber, W.C., and R.E. Dickinson, *Storm Water Management Model, Version 4, User's Manual*, EPA/600/3-88/001a (NTIS PB88-236641/AS), U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1988.

Huber, W.C., L. Cannon, and M. Stouder, "BMP Modeling Concepts and Simulation", EPA/600/R-06/033, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, July 2006.

Huber, W.C. and L. Roesner, "The History and Evolution of the EPA SWMM" in Fifty Years of Watershed Modeling -Past, Present And Future, A.S. Donigian and R. Field, eds., ECI Symposium Series, Volume P20, 2013. <http://dc.engconfintl.org/watershed/29>

Hunt, W.F., A.R. Jarrett, J.T. Smith, and L.J. Sharkey, "Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina", *ASCE Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Vol. 132, No.6, 2006, pp. 600-608.

Hydroscience, Inc., "A Statistical Method for the Assessment of Urban Stormwater," EPA-440/3-79-023, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, May 1979.

James, W. and Boregowda, S., "Continuous Mass-Balance of Pollutant Build-up Processes," *Urban Runoff Pollution*, H.C. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes, eds., NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 10, Springer-Verlag, New York, 1985, pp. 243-271.

- Jewell, T.K., Nunno, T.J. and Adrian, D.D., "Methodology for Calibrating Stormwater Models," *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, Vol. 104, No. EE5, June 1978, pp. 485-501.
- Jewell, T.K., Adrian, D.D, and DiGiano, F.A., "Urban Stormwater Pollutant Loadings," Water Resources Research Center Publication No. 113, University of Massachusetts, Amherst, MA, May 1980.
- Johansen, N.B., Linde-Jensen, J.J. and P. Harremoes, "Computing Combined System Overflow Based on Historical Rain Series," Proc. Third International Conference on Urban Storm Drainage, Chalmers University, Goteborg, Sweden, June 1984, Vol. 3, pp. 909-918.
- Kluesener, J.W. and Lee, G.F., "Nutrient Loading from a Separate Storm Sewer in Madison, Wisconsin," *Journal Water Pollution Control Federation*, Vol. 46, No. 5, May 1974, pp. 920-936.
- Kadlec, R.H. and Knight, R.L., *Treatment Wetlands*, Lewis Publishers, Boca Raton, F, 1996.
- Kumar, K., Kozak, J., Hundal, L., Cox, A., Zhang, H., and Granato, T., "In-situ infiltration performance of different permeable pavements in a employee used parking lot -A four-year study", *Journal of Environmental Management* 167:8-14, 2016.
- Lager, J.A., Smith, W.G., Lynard, W.G., Finn, R.F. and Finnemore, E.J., "Urban Stormwater Management and Technology: Update and User's Guide," EPA-600/8-77-014 (NTIS PB-275264), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, September 1977.
- Lee, J., Borst, M., Brown, R., Rossman, L., and Simon, M., "Modeling the Hydrologic Processes of a Permeable Pavement System", *Journal of Hydrologic Engineering*, Vol. 20, No. 5, 2015.
- Li, H. and Davis, A.P., "Water Quality Improvement through Reductions of Pollutant Loads using Bioretention", *Journal of Environmental Engineering*, Vol.135, No.8, 2009, pp. 567-576.
- Lucas, W. C., "Design of integrated bioinfiltration-detention urban retrofits with design storm and continuous simulation methods", *Journal of Hydrologic Engineering*, Vol. 15, No. 6, 2010, pp. 486-498.
- Manning, M.J., Sullivan, R.H. and Kipp, T.M., "Nationwide Evaluation of Combined Sewer Overflows and Urban Stormwater Discharges - Vol. III: Characterization of Discharges," EPA-600/2-77-064c (NTIS PB-272107), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, August 1977.
- Martin, J.L, and McCutcheon, S.C., *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 1999.
- Maryland Department of the Environment (MDE), *Maryland Stormwater Design Manual, Chapter 3 – Performance Criteria for Urban BMP Design*, 2009.
- Mattraw, H.C., Jr., and Sherwood, C.B., "Quality of Storm Water Runoff From a Residential Area, Broward County, Florida," *Journal Research U.S. Geological Survey*, Vol. 5, No. 6, November-December 1977, pp. 823-834.

McElroy, A.D., Chiu, S.Y., Nebgen, J.W., Aleti, A. and Bennett, F.W., "Loading Functions for Assessment of Water Pollution from Non-point Sources, EPA-600/2-76-151 (NTIS PB-253325), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, May 1976.

Medina, M.A., Huber, W.C., and Heaney, J.P., "Modeling Stormwater Storage/Treatment Transients: Theory", *Journal of the Environmental Engineering Division*, ASCE, Vol. 107, No. EE4, August 1981, pp. 787-797.

Metcalf & Eddy, Inc., *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, Revised by G. Tchobanoglous, F.L. Burton, and H.D. Stensel, Mc-Graw-Hill, New York, Fourth Edition, 2003.

Metcalf and Eddy, Inc., University of Florida, and Water Resources Engineers, Inc., "Storm Water Management Model, Volume I -Final Report," EPA Report 11024 DOC 07/71 (NTIS PB-203289), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, July 1971a.

Metcalf and Eddy, Inc., University of Florida, and Water Resources Engineers, Inc., "Storm Water Management Model, Volume II - Verification and Testing," EPA Report 11024 DOC 08/71 (NTIS PB-203290), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, August 1971b.

Metcalf and Eddy, Inc., University of Florida, and Water Resources Engineers, Inc., "Storm Water Management Model, Volume III -User's Manual," EPA-11024 DOC 09/71 (NTIS PB-203291), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, September 1971c.

Metcalf and Eddy, Inc., University of Florida, and Water Resources Engineers, Inc., "Storm Water Management Model, Volume IV - Program Listing," EPA Report 11024 DOC 10/71 (NTIS PB-203292), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, October 1971d.

Miller, R.A., Matraw, H.C., Jr. and Jennings, M.E., "Statistical Modeling of Urban Storm Water Processes, Broward County, Florida," Proceedings International Symposium on Urban Storm Water Management, University of Kentucky, Lexington, July 1978, pp. 269-273.

Mills, W.B., Porcella, D.B., Unga, M.J., Gherini, S.A., Summers, K.V., Mok, L., Rupp, G.L., Bowie, G.L. and D.A. Haith, *Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water (Revised 1985)*, Parts 1 and 2, EPA/600/6-85/002a (NTIS PB86-122496) and EPA/600/6-85/002b (NTIS PB86-122504), Environmental Protection Agency, Athens, GA, September 1985.

Nakamura, E., "Factors Affecting Stormwater Quality Decay Coefficient," Proceedings of the Third International Conference on Urban Storm Drainage, Chalmers University, Goteborg, Sweden, June 1984a, Vol. 3, pp. 979-988.

Nakamura, E., "Factors Affecting the Removal Rate of Street Surface Contaminants by Overland Flow," *Journal of Research*, Public Works Research Institute, Ministry of Construction, Japan, November 1984b.

National Research Council (NRC), *Clean Coastal Waters, Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*, National Academy Press, Washington, DC, 2000.

Novotny, V., ed., *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management*, Water Quality Management Library Volume 9, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, PA, 1995.

Novotny, V. and Kincaid, B.W., "Acidity of Urban Precipitation and its Buffering During Overland Flow," in *Urban Stormwater Quality, Management and Planning*, B.C. Yen, ed., Proceedings of the Second International Conference on Urban Storm Drainage, Urbana, IL, Water Resources Publications, Littleton, CO, June 1981, pp. 1-9.

Novotny, V. and H. Olem, *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*, van Nostrand Reinhold, New York, 1994.

Perelli, G.A., "Characterization of the Green Roof Growth Media", University of Western Ontario, Electronic Thesis and Dissertation Repository, Paper 2205, 2014.

Philadelphia Water Department, *Stormwater Management Guidance Manual, Version 2.1*, City of Philadelphia, February, 2014.

Pitt, R., "Demonstration of Non-point Pollution Abatement Through Improved Street Cleaning Practices," EPA-600/279-161 (NTIS PB80-108988), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, August 1979.

Pitt, R., "Characterizing and Controlling Urban Runoff through Street and Sewerage Cleaning", EPA/600/2-85/038, (NTIS PB85-186500), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, April 1985.

Pitt, R. and Amy, G., "Toxic Materials Analysis of Street Surface Contaminants," EPA-R2-73-283 (NTIS PB-224677), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, August 1973.

Pitt, R. and Voorhees, J., *The Source Loading and Management Model (SLAMM): A Water Quality Management Planning Model for Urban Stormwater Runoff*, http://rpitt.eng.ua.edu/SLAMMDETPOND/WinSlamm/MainWINSLAMM_book.html, 2000.

Prince Georges County (PGC), "Low-Impact Development Design: An Integrated Design Approach" Prince George's County, Maryland, Department of Environmental Resources, June 1999a.

Prince Georges County (PGC), "Low-Impact Development Hydrologic Analysis" Prince George's County, Maryland, Department of Environmental Resources, July 1999b.

Randall, C.W., Grizzard, T.J., Helsel, D.R. and Griffin, D.M., Jr., "Comparison of Pollutant Mass Loads in Precipitation and Runoff in Urban Areas," in *Urban Stormwater Quality, Management and Planning*, B.C. Yen, ed., Proceedings of the Second International Conference on Urban Storm Drainage, Urbana, IL, Water Resources Publications, Littleton, CO, June 1981, pp. 29-38.

Roesner, L.A., "Quality of Urban Runoff" in *Urban Stormwater Hydrology*, edited by D.F. Kibler, American Geophysical Union, Washington DC, 1982.

Roesner, L.A., Aldrich, J.A. and R.E. Dickinson, *Storm Water Management Model, Version 4, User's Manual: Extran Addendum*, EPA/600/3-88/001b (NTIS PB88-236658/AS), Environmental

Protection Agency, Athens, GA, 1988.

Rossmann, L.A., "Modeling Low Impact Development Alternatives with SWMM" in *Dynamic Modeling of Urban Systems, Monograph 18* (W. James, editor), CHI, Guelph, Ontario, 2010.

Sartor, J.D. and Boyd, G.B., "Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants," EPA-R2-72-081 (NTIS PB-214408), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, November 1972.

Saxton, K.E. and Rawls, W.J., "Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions", *Soil Science American Journal*, 70:1569-1578, 2006.

Shaheen, D.G., "Contributions of Urban Roadway Usage to Water Pollution," EPA-600/2-75-004 (NTIS PB-245854), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, April 1975.

Simons, D.B. and Senturk, F., *Sediment Transport Technology*, Water Resources Publications, Ft. Collins, CO, 1977.

Singh, V.P., ed., *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO, 1995.

Siriwardene, N. R., Deletic, A., and Fletcher, T. D. "Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study." *Water Research*, Vol. 41, No. 7, 2007, pp. 1433–1440.

Smolenyak, K.J., "Urban Wet-Weather Pollutant Loadings," M.E. Thesis, Dept. of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, 1979.

Sonnen, M.B., "Urban Runoff Quality: Information Needs," *Journal of the Technical Councils, ASCE*, Vol. 106, No. TC1, August 1980, pp. 29-40.

Sutherland, R.C. and Jelen, S.J., "Contrary to Conventional Wisdom, Street Sweeping Can Be an Effective BMP," Chapter 9 in *Advances in Modeling the Management of Stormwater Impacts*, W. James, ed., Proc. of the Stormwater and Water Quality Modeling Conference, Toronto, February 1996, Computational Hydraulics International, Guelph, ON, 1997, pp. 179-190.

Strecker, E.W., Quigley, M.M., Urbonas, B.R., Jones, J.E. and Clary, J.K., "Determining Urban Storm Water BMP Effectiveness," *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127(3), 2001, pp.144-149.

Tchobanoglous, G. and Burton, F., *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse*, Third Edition, Metcalf & Eddy, Inc., Boston, MA, 1991.

Tetra Tech, Inc., "Stormwater Best Management Practices (BMP) Performance Analysis", Report prepared for U.S. Environmental Protection Agency – Region 1, Fairfax, VA, March, 2010.

Tucker, L.S., "Sewage Flow Variations in Individual Homes," ASCE Combined Sewer Separation Project Tech. Memo No. 2, ASCE, New York, 1967, p. 8.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), "Results of the Nationwide Urban Runoff

Program, Volume I Final Report,” NTIS PB84-185552, Environmental Protection Agency, Washington, DC, December 1983.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), “Mercury Study Report to Congress: Volume Fate and Transport of Mercury in the Environment”, EPA-452/R-97-005, Office of Air Quality Planning & Standards and Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1997.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), “Storm Water Technology Fact Sheet: Infiltration Trench”, EPA-832-F-99-019, Office of Water, Washington, D.C., September 1999.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), “SWMM 5 Applications Manual”, EPA/600/R-09/000, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, 2009.

U.S. Environmental Protection Agency(著), 同济大学(译) “SWMMH 5使用手册”, 上海: 同济大学环境科学与工程学院, 2010.

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), “SWMM 5 User’s Manual”, EPA/600/R-05/040, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, 2010.

U.S. Environmental Protection Agency(著), 同济大学(译) “SWMMH 5用户手册”, 上海: 同济大学环境科学与工程学院, 2010.

University of New Hampshire Stormwater Center (UNHSC), Design Specifications for Porous Asphalt Pavement and Infiltration Beds, University of New Hampshire Stormwater Center (UNHSC), Durham, NH 2009.

Uttormark, P.D., Chaplin, J.D. and Green, K.M., “Estimating Nutrient Loadings of Lakes from Non-point Sources,” EPA-660/3-74-020, Environmental Protection Agency, Washington, DC, August 1974.

Vanoni, V.A., ed., *Sedimentation Engineering*, ASCE, New York, 1975.

van Schilfgaarde, J., ed., *Drainage for Agriculture*, Agronomy Series No. 17, American Society of Agronomy, Madison, WI, 1974.

Wallace, R.W., “Statistical Modeling of Water Quality Parameters in Urban Runoff,” Master of Engineering Technical Report (unpublished), Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, 1980.

Weibel, S.R. Anderson, R.J. and Woodward, R.L., “Urban Land Runoff as a Factor in Stream Pollution,” *Journal Water Pollution Control Federation*, Vol. 36. No. 7, July 1964, pp. 914-924.

Weibel, S.R., Weidner, R.B., Cohen, J.M. and Christianson, A.G., “Pesticides and Other Contaminants in Rainfall and Runoff,” *Journal American Water Works Association*, Vol. 58, No. 8, August 1966, pp. 1075-1084.

Whitehead, P.G., Williams, R.J., and Lewis, D.R., "Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development", *Sci. Tot. Environ.*, Vol. 194/195, pp. 447-456, 1997.

Wilber, W. G., and Hunter, J.V., "The Influence of Urbanization on the Transport of Heavy Metals in New Jersey Streams", *Water Resources Research Institute, Rutgers University, New Brunswick, NJ.* 1980.

Wischmeier, W.H. and Smith, D.D., "Rainfall Energy and Its Relationship to Soil Loss," *Transactions American Geophysical Union*, Vol. 39, No. 2, April 1958, pp. 285-291.

Zhang, G., Hamlett, J.M., and Saravanapavan, T., "Representation of Low Impact Development (LID) Scenarios in SWMM", *Intelligent Modeling of Urban Water Systems -Monograph 14*, W. James (editor), CHI, Guelph, ON, Canada, 2006.

词汇表

A

暗渠 (Underdrain) ——位于 LID 单元蓄水层中的槽型管道，输送过量径流离开场地，防止单元积水。

B

BMP 去除因子 (BMP Removal Factor) ——通过执行特定 BMP，达到径流污染物负荷的减少率。

捕获率 (Capture Ratio) ——将直接连接到 LID 单元的子汇水面积不渗透面积除以 LID 单元面积的量。

不渗透表面 (Impervious Surface) ——不允许雨水下渗的表面，例如屋顶、路面或停车场。

C

产水能力 (Field Capacity) ——自由水放干后，良好排水土壤保持的水量；或者重力下保持的最大土壤湿度。通常定义为 1/3 大气压张力下的含水率。

初始损失 (Initial Abstraction) ——植被覆盖或地表坑洼捕获的降水，它不可成为径流，只能通过下渗或者蒸发去除。

串联水箱模型 (Tanks in Series Model) ——求解成分迁移的方法，其中管渠表示汇接点处或者完全混合蓄水节点处连接在一起的完全混合反应器。

D

达西法则 (Darcy's Law) ——说明通过多孔介质中水的流速，等于介质的导水率乘以经受的水头梯度。

导水率 (Hydraulic Conductivity) ——单位水力坡度下水通过土壤的速率。它的数值随着土壤湿度的增大而增大，完全饱和土壤将达到最大值（称作饱和导水率或 K_{sat} ）。

地表漫流路径 (Overland Flow Path) ——地表径流在达到收集渠道或者雨水管道之前，流过的路径。

动态波流量演算 (Dynamic Wave Flow Routing) ——求解包含连续性和动量方程的完整圣维南方程组，模拟非恒定非均匀明渠流的一种方法。它可以考虑渠道蓄水、壅水效应和流向逆转。

G

Green-Ampt 方法 (Green-Ampt Method) ——计算降水下渗到土壤的一种方法，它是根据 Darcy 法则，假设从地表向下运动具有尖锐湿润锋面，分隔了其上部饱和土壤和其下部较干燥土壤。

干沉降 (Dry Deposition) ——干旱时段地表沉积的污染物，通常为颗粒形式。

管段 (Link) ——SWMMH 输送网络中两个节点之间的输水连线。SWMMH 模型将渠道、管道、水泵和调节器（堰和孔口）均表示为管段。

H

含水层 (Aquifer) ——正如 SWMMH 中定义的，它是地表以下的地下水承压层，包含了上层不饱和区域和下层饱和区域。

恒定流演算 (Steady Flow Routing) ——模拟均匀恒定明渠流的一种方法，将渠道上游端的进流量过程线转换到下游端，没有滞后或者形状上的变化。

灰尘 (Dust and Dirt) ——能够通过四分之一英寸筛网的街道表面累积物。

J

节点 (Node) ——径流输送系统中的点，它接收径流和其他进流量，连接输送管段，或者将水排向系统以外。节点可以是简单的汇接点、分流器、蓄水装置或排放口。每一输送系统管段具有上游和下游两个节点。

降雨致入渗流 (Rainfall Dependent Inflow and Infiltration) ——进入污水或河流管道内的雨水流量，其中“入流”来自落水管、坑式水泵、喷泉排水管等的直接连接；以及地下水通过破裂管道、渗漏接口、不良检查井连接等的“入渗”。

K

可用因子 (Availability Factor) ——街道清扫去除可用的用地性质累积分数。

坑洼存水 (Depression Storage) ——径流出现以前地表存水的容积。它表示了初始损失例如地表积水、平屋顶和植被的截留，以及地表湿润。

孔隙率 (Porosity) ——土壤容积中孔隙空间所占比例。

枯萎点 (Wilting Point) ——植物不再获取满足它们的呼吸需求水分时的土壤含湿量。通常定义为张力在 15 个大气压的含湿量。

L

LID 控制 (LID Control) ——提供滞留蓄水，增加当地环境面积径流的下渗和蒸发蒸腾作用的低影响开发实践。例子包括雨水花园、雨水桶、绿色屋顶、植草沟和生物停留网格。

连续模拟 (Continuous Simulation) ——是指不只是单一降雨事件的扩大模拟运行。

绿色屋顶 (Green Roof) ——用于屋顶的一类生物停留网格，在合成排水垫材料薄层以上具有输送过多水量通过屋顶的土壤层。

M

曼宁公式 (Manning Equation) ——明渠重力流中，将流量与水力坡度相关的公式。

曼宁粗糙系数 (Manning Roughness) ——曼宁流量公式中考虑摩擦损失的系数。

毛细吸水头 (Capillary Suction Head) ——完全饱和和部分饱和土壤之间界面处的土壤水张力。

P

排水垫 (Drainage Mat) ——底部带筋的多层织物薄垫，通过绿色屋顶土壤层的排水管将水输走。

Q

潜力因子 (Potency Factor) ——将污染物（例如磷或重金属）的颗粒形式浓度与总悬浮固体的浓度相关。

晴天流量 (Dry Weather Flow) ——直接进入排水管道的连续污水或工业废水流量。

曲线数 (Curve Number) ——取决于土地覆盖，用于计算土壤最大湿度存储能力的一个因子。

曲线数方法 (Curve Number Method) ——根据曲线数推导土壤最大湿度存储能力的一种方法，为了确定降雨事件中累积下渗量怎样随累积降雨量变化。不要与 TR-55 中的 NRCS (以前为 CSC) 曲线数径流方法混淆。

R

Richards 方程 (Richards Equation) ——不饱和土壤中水流物理特性作为含湿量和湿度张力函数的非线性偏微分方程。

S

设计暴雨 (Design Storm) ——特定历时的降雨雨量图，其总深度对应于特定重现期，通常根据 IDF 曲线选择。

生物滞留网格 (Bio-Retention Cell) ——一种 LID 控制，包含了砾石蓄水底床以上工程土壤混合体中生长的植物，提供了直接径流的存储、下渗和蒸发，以及捕获来自周围区域的径流。

事件平均浓度 (Event Mean Concentration) ——单场暴雨事件径流中的污染物平均浓度。

渗渠 (Infiltration Trench) ——由砾石填充的狭窄沟槽，可以截留上部不渗透坡地的径流，提供蓄水容积并捕获径流的额外时间，为了下渗到本地土壤中。

湿沉降 (Wet Deposition) ——由汇水面积中直接降雨贡献的污染物负荷。

水力停留时间 (Hydraulic Residence Time) ——水在完全混合反应器内反应的平均时间。

渗透表面 (Pervious Surface) ——允许水下渗到其下土壤的表面，例如自然未开发区域，草坪或砾石路面。

渗透路面 (Permeable Pavement) ——砾石蓄水层之上，采用多孔混凝土或沥青混合物铺砌的街道或停车场，允许降雨通过它进入蓄水层，然后可以下渗到场地的本地土壤中。

湿度欠缺 (Moisture Deficit) ——土壤当前含水率与其饱和时含水量之间的差值。

T

推移-弥散方程 (Advection-Dispersion Equation) ——表示水质成分穿过流体元素的时间和空间的质量守恒偏微分方程。

W

完全混合反应器 (Completely Mixed Reactor) ——所有水质成分的浓度在整个反应器容积内是均匀的一种反应器。

屋顶隔断 (Rooftop Disconnection) ——将屋顶落水管导向渗透景观区域和草坪，而不是导向雨水管渠的实践。

污染变化曲线 (Pollutograph) ——径流中污染物浓度随时间变化的图线。

污染物对象 (Pollutant Object) ——SWMMH 内水质成分中表示。

X

下渗 (Infiltration) ——降雨穿过地表并注入土壤空隙的过程。

协同污染物 (Co-Pollutant) ——一种污染物，其径流浓度为其他污染物的固定比率（例如吸附在悬浮固体中的磷）。

Y

一阶衰减 (First Order Decay) —— 反应速率正比于剩余污染物浓度的污染物衰减反应。

用地性质对象 (Land Use Object) —— 用于考虑污染物累积和冲刷速率中空间变化的开发活动或者地表特征类型。

雨水花园 (Rain Garden) —— 仅包含工程土壤层而其下没有砂砾床的一类生物停留网格。

雨水桶 (Rain Barrel) —— 收集降雨事件中屋顶径流的容器，可以在干旱时段排放或者回用雨水。

Z

植草沟 (Vegetative Swale) —— 草和其他植被覆盖的坡面渠道或洼地，可以缓慢输送收集到的径流，允许具有更多机会下渗到本地土壤。

直接相连不渗透面积 (Directly Connected Impervious Area) —— 径流直接进入收集系统，没有机会在渗透面积（例如草坪）上流动的不渗透面积。

子汇水面积 (Subcatchment) —— 较大汇水面积的子面积，其径流流进单一排水管渠（或者进入另一子汇水面积）。

纵向弥散 (Longitudinal Dispersion) —— 由于速度和浓度梯度作用，小块水体内一部分成分质量与其两侧小块水体中含量混合的过程。

最佳管理实务 (Best Management Practice) —— 用于处理污染雨水的结构或工程控制设备和系统（例如停留塘），以及运行或者过程性实践。